LUONTO JA
LUONNONVARAT

Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Annukka Puro, Erkki Huttula,
Marja-Leena Nenonen, Erkki Järvinen, Erno Salonen,
Risto Palomäki, Helge Huru ja Tarja Bergman

Inarijärven tila, käyttö ja niihin vaikuttavat tekijät



LAPIN YMPÄRISTÖKESKUS

Suomen ympäristö

58

Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Annukka Puro, Erkki Huttula, Marja-Leena Nenonen, Erkki Järvinen, Erno Salonen, Risto Palomäki, Helge Huru ja Tarja Bergman

Inarijärven tila, käyttö ja niihin vaikuttavat tekijät

Rovaniemi 1997

LAPIN YMPÄRISTÖKESKUS

ISBN 952-11-0084-2
ISSN 1238-7312

Kannen valokuvat Ari Kauttu, Erno Salonen,
Marja-Leena Nenonen ja Yrjö Karjalainen
Pohjolan Painotuote Oy
Rovaniemi 1997

Sisällys

Inarijärvi-tutkimus 1992 - 1997 7

Inarijärvi ja sen valuma-alue 10
2.1 Sijainti ja järven historia 10
2.2 Ilmasto 11
2.3 Luonnonolosuhteet 12
2.4 Maankäyttö ja elinkeinot 14
2.5 Hydrologia 15

Vesiekosysteemin kuvaus 21
3.1 Veden laatu 21
3.2 Rantavyöhyke ja sen kasvillisuus 21
3.3 Kasvi- ja eläinplankton 23
3.4 Pohjaeläimet 25
3.5 Kalasto 26

Vedenkorkeuden säännöstely 28
4.1 Säännöstelyn historia 28
4.2 Vedenkorkeuden vaihtelu luonnontilaisena ja säännösteltynä 29
4.3 Säännöstelyn vaikutukset 31
4.3.1 Järvisäännöstelyn vesistövaikutuksista 31
4.3.2 Aikaisemmat tutkimukset Inarijärven säännöstelyn vaikutuksista 34
4.4 Inarijärven ja Ivalojoen rantavyörymät 36
4.5 Säännöstelyn hyödyt ja säännöstelystä aiheutuvien vahinkojen korvaaminen sekä haittojen kompensointi 38
4.5.1 Säännöstelyn hyödyt 38
4.5.2 Säännöstelystä aiheutuvien vahinkojen korvaaminen ja haittojen kompensointi 39

Kalatalous 42
5.1 Kalastuksen kehitys 42
5.2 Istutukset ja kalansaaliit 44
5.2.1 Kalataloudellinen velvoite 44
5.2.2 Kokonaissaalis 46
5.2.3 Saalis lajeittain 47
5.2.4 Lokkilapamatotutkimuksesta ja -seurannasta 51
5.3 Kalastuksen säätely 51

Inarijärven virkistyskäyttö 53
6.1 Kehitys 53
6.2 Perusteet 53
6.3 Muodot ja palveluvarustus 54
6.4 Kehittäminen 56

Vesistön tila ja sen kehittyminen 57
7.1 Tutkimukset 57
7.2 Veden laadun alueellinen ja vuodenaikainen vaihtelu 59
7.3 Veden laadun kehittyminen 63
7.3.1 Aineisto ja menetelmät 63

7.3.2 Havaitut veden laadun muutokset 63
7.3.3 Tulosten tarkastelu 67
7.4 Ulappa-alueen perustuotannosta 68
7.4.1 Menetelmät 68
7.4.2 Bakteeri- ja kasviplanktontuotanto 68
7.4.3 Eläinplanktontuotanto 69
7.4.4 Tulosten tarkastelu 70
7.5 Kasviplanktonin kehittyminen 71
7.5.1 Aineisto ja menetelmät 71
7.5.2 Kasviplanktonin määrä ja koostumus 71
7.5.3 Tulosten tarkastelu 73
7.6 Vesistön tilan kehittyminen sedimenttitutkimusten perusteella 74
7.6.1 Aineisto ja menetelmät 74
7.6.2 Sedimenttien ajoittaminen 74
7.6.3 Kemialliset analyysit 75
7.6.4 Piileväanalyysit 75
7.6.5 Tulosten tarkastelu 77
7.7 Kuormitus 77
7.7.1 Piste- ja hajakuormitus 77
7.7.2 Ivalojoen, Juutuanjoen ja Paatsjoen veden laatu ja jokien ainevirtaamat 79
7.7.3 Inarijärven ainetase 82
7.7.4 Happamoittava laskeuma 83
7.7.5 Kuormituksen vaikutukset vesistössä 85

Rantavyöhykkeen eliöyhteisöt ja niihin vaikuttavat tekijät 87
8.1 Tutkimukset 87
8.1.1 Elottomien muuttujien erittely 87
8.1.2 Elollisten muuttujien erittely 89
8.1.3 Rantavyöhykkeen habitaattikartoitus 91
8.1.4 Rantaveden lämpötilamittaukset 93
8.2 Rantavyöhyke elinympäristönä 93
8.2.1 Rantavyöhykkeen ympäristömuuttujat 93
8.2.2 Rantavyöhykkeen pohjalevästö 95
8.2.3 Rantavyöhykkeen kasvillisuus 96
8.2.4 Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö 100
8.3 Rantahabitaattien jakauma 101
8.4 Säännöstellyn Inarijärven ja luonnontilaisen Muddusjärven vertailu 103
8.4.1 Yleistietoja Muddusjärvestä 103
8.4.2 Muddusjärven rantavyöhykkeen rakenteesta 103
8.4.3 Muddusjärven pohjaeläimistöstä 104
8.4.4 Muddusjärven soveltuvuus vertailujärveksi 105

Kalatalouden kehittäminen 106
9.1. Tutkimukset 106
9.2 Inarijärven kalatalouden aluetaloudellinen merkitys 106
9.3 Eri tahojen näkemykset Inarijärven kalataloudesta ja virkistyskäytöstä 111
9.3.1 Tehdyt haastattelut ja kyselyt 111
9.3.2 Postikyselyjen tulokset 113
9.3.3 Teemahaastattelut 115
9.4 Kalalajien väliset vuorovaikutukset 117
9.4.1 Ravinnonkäyttö 117
9.4.2 Elinalueet 119
9.4.3 Lajien välinen kilpailu eri ikävaiheissa 119

9.4.4 Muikku Inarijärven avainlajina 120
9.5 Kalakantojen hoitomalli 121
9.5.1 Mallin kuvaus 121
9.5.2 Inarijärvi-tarkastelun tavoitteet 122
9.5.3 Taimen- ja pohjasiikaistutusten vaikutukset ja tuloksellisuus mallitarkastelun perusteella 123
9.6 Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen 126
9.7 Sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelma 128

Säännöstelyn kehittäminen 130
10.1 Säännöstelykäytäntöjen vertailu 130
10.1.1 Vertaillut säännöstelykäytännöt 130
10.1.2 Inarijärven ekologinen säännöstelykäytäntö 131
10.1.3 Vaikutusten arviointi ja vaihtoehtojen vertailu 133
10.1.4 Muuttujat ja mittarit säännöstelyjen vertailussa 133
10.2 Säännöstelykäytäntöjen vaikutukset 134
10.2.1 Vedenkorkeudet ja virtaamat 134
10.2.2 Rantavyöhykkeen tila 137
10.2.2.1 Rantojen kuluminen 137
10.2.2.2 Rantavyöhykkeen pohjalehtinen kasvillisuus 138
10.2.2.3 Rantavyöhykkeen saraikko ja ilmaversoinen kasvillisuus 139
10.2.2.4 Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö 140
10.2.2.5 Rantaeläinplankton 141
10.2.2.6 Rantalinnusto 142
10.2.3 Kalasto 142
10.2.4 Kalastus ja virkistyskäyttö 144
10.2.5 Tulvavahingot ja rantavyörymät 146
10.2.6 Paatsjoen ekologia 147
10.2.7 Paatsjoen energiatalous 147
10.3 Yhteenveto säännöstelykäytäntöjen vertailusta 149
10.3.1 Toteutunut säännöstely 149
10.3.2 Ekologinen säännöstely 1 (EKO1) 151
10.3.3 Ekologinen säännöstely 2 (EKO2) 151
10.3.4 Luonnonmukainen vedenkorkeuden vaihtelu 152
10.3.5 Voimataloussäännöstely 152
10.4 Johtopäätökset ja nykyistä paremman säännöstelyn vaihtoehto (HUVA) 153

Kokonaisnäkemys Inarijärven tilaan ja käyttöön vaikuttavista tekijöistä 155
11.1 Kuormitus 156
11.2 Säännöstely 157
11.3 Velvoiteistutukset 158
11.4 Kalastuksen säätely 158
11.5 Vyöryvien rantojen suojaus 158
11.6 Johtopäätökset 159

Suositukset 160
12.1 Vesistön tila ja kuormitus 161
12.2 Säännöstely 162
12.3 Rantavyörymät ja niiden estäminen 164
12.4 Kalakantojen hoito ja kalastus 164

12.5 Tiedotus 166
12.6 Suositusten toteutumisen ja vaikuttavuuden seuranta 167

Jatkotutkimustarpeet *168*
13.1 Vesistön käyttöä ja hoitoa palvelevat tutkimukset 168
13.1.1 Kalatalouden kehittäminen 168
13.1.2 Säännöstelyn vaikutukset ja haittojen vähentäminen 169
13.1.2.1 Loivien rantojen merkitys tuotantoalueina 169
13.1.2.2 Inarijärven säännöstelyn vaikutukset Ivalojokisuiston vesikasvillisuuteen ja rantalinnustoon 170
13.1.2.3 Rantavyöhykkeen kunnostusmenetelmien kehittäminen 170
13.1.3 Vesistön tilan seuranta 170
13.1.3.1 Vesistön tilan seurannan kehittäminen 170
13.1.3.2 Sedimenttitutkimukset 171
13.1.3.3 Monimuotoisuus ja sen seuranta 171
13.2 Perustutkimukset 171
13.2.1 Järven tuotantoedellytykset 171
13.2.2 Avainlajien merkitys äärevissä ekosysteemeissä 172
13.2.3 Paatsjoki-tutkimukset 172

Yhteenveto *174*

Summary *177*

Kirjallisuus *180*

Liitteet

Inarijärvi-tutkimus 1992 - 1997

[1]Lapin ympäristökeskus teki vuonna 1991 yhteistyöaloitteen Inarijärvi-tutkimuksen käynnistämiseksi. Samaan aikaan käynnistyi suomalais-norjalaisen rajavesistökomission Norjan osapuolen aloitteena Paatsjoen monikäyttösuunnitelman laatiminen. Inarijärvi-tutkimus ja monikäyttösuunnitelman laatiminen tapahtuivat samanaikaisesti ja ne perustuvat osaksi samoihin tietolähteisiin.

Norjan kiinnostus selvityksissä on kohdistunut ensisijaisesti Venäjän ja Norjan alueiden kautta Jäämereen laskevan Paatsjoen luonnonvaroihin, kuormitukseen sekä kansainvälisten yhteistyöedellytysten luomiseen vesiensuojelua ja monikäyttöä koskevissa kysymyksissä. Kolmen maan yhteiset Paatsjoen vesistöaluetta koskevat tavoitteet ja suositukset hyväksyttiin rajavesistökomission kokouksessa Kilpisjärvellä 11.12.1996. Suomen puoleista Paatsjoen vesistöaluetta koskeva suunnitelma on julkaistu sarjassa Alueelliset ympäristöjulkaisut (Puro ja Maunuvaara 1997).

Inarijärvi-tutkimuksen ensimmäinen yleissuunnitelma perustui vuonna 1992 Ivalossa pidettyyn asiantuntija- ja tutkijaseminaariin, jossa oli edustajia myös Inarin kunnasta, Finnmarkin lääninhallituksesta ja Tromssan yliopistosta. Seminaarissa päätettiin ohjelmaluonnoksen laatimisesta ja tehtiin ehdotus tutkimuksen johtoryhmän kokoamiseksi. Inarijärvi-tutkimuksen yleissuunnitelma, joka on antanut suuntaviivat tutkimuksen toteutukselle, hyväksyttiin samana vuonna elokuussa pidetyssä johtoryhmän kokouksessa.

Inarijärvi-tutkimuksen tavoitteena on ollut:

- järven nykytilan ja kehityssuunnan selvittäminen
- säännöstelyn vaikutusmekanismien selvittäminen ja säännöstelyn kehittäminen
- kalakantoihin vaikuttavien mekanismien selvittäminen sekä kalakantojen hoidon ja kalastuksen kehittäminen
- vesistön tilaa sekä järven käytön ja hoidon ohjausta palvelevien seurantojen ja järjestelmien kehittäminen

Tutkimuksen kuluessa keskeisiksi tutkimusaiheiksi nostettiin kalataloudellisen velvoitehoidon kehittäminen ja säännöstelyn haittojen vähentämismahdollisuuksien selvittäminen. Tutkimus jakaantui moniin osatutkimuksiin, joista suurin osa on raportoitu erillisinä julkaisuina. Tässä synteesiraportissa esitetään tutkimuksen keskeisin anti. Raportin lopussa on esitetty tutkimuksen perusteella laaditut suositukset Inarijärven käytön ja hoidon kehittämiselle sekä ehdotukset jatkotutkimustarpeiksi.

Suomen puolella työn yleiskoordinoinnista on vastannut Lapin ympäristökeskus. Säännöstelyn ja kalatalouden kehittämisessä on [2]Suomen ympäristökeskuksen panos ollut ratkaiseva. Paatsjoki-tutkimuksia on koordinoinut Finnmarkin lääninhallituksen ympäristönsuojeluosasto.

[1] *1.3.1995 saakka Lapin vesi- ja ympäristöpiiri*

[2] *1.3.1995 saakka vesi- ja ympäristöhallitus*

Työtä on kehitetty osallistujatahojen edustajista kootussa johtoryhmässä, työryhmissä ja tutkijaseminaareissa, jotka ovat tukeneet tutkimusaiheiden ideointia, suuntaamista ja käytännön työskentelyä. Norjalaisen yhteistyötahon vastuuhenkilöitä on pidetty ajan tasalla tutkimuksen etenemisestä, ja he ovat puolestaan tiedottaneet Paatsjokea koskevista hankkeista.

Tutkimuksen johtoryhmään ovat kuuluneet Mika Marttunen (SYKE), Kalervo Salojärvi (RKTL) ja hänen poismenonsa jälkeen Erno Salonen, Mikko Kirjarinta (Inarin kunta), Olli Osmonen (Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue), Seppo Hellsten (VTT Oulu), Helge Huru ja Leif Karlsen (Fylkesmannen i Finnmark), Per-Arne Amundsen (Tromssan yliopisto) sekä Lapin ympäristökeskuksesta Kari Kinnunen, Marja-Leena Nenonen (puheenjohtaja) ja Annukka Puro (sihteeri). Professori Ossi V. Lindqvist, apulaisprofessori Jouko Sarvala ja erikoistutkija Mikael Hildén ovat osallistuneet tutkijaseminaareihin ulkopuolisina asiantuntijoina. Vesihallintoneuvos Kai Kaatran panos tutkimuksen suunnittelussa ja ideoinnissa on ollut keskeinen. Vesiylitarkastaja Esko Vähäsöyrinki maa- ja metsätalousministeriöstä on osallistunut suositusten muotoiluun erityisesti Inarijärven säännöstelyä koskevilta osin.

Tutkimusta ovat rahoittaneet maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö ja Inarin kunta. Tutkimustyössä on ympäristöhallinnon (LAP, SYKE) sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen, VTT Yhdyskuntatekniikan, Metsähallituksen Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen ja yksittäisten tutkijoiden työpanos ollut ratkaiseva. Tutkimuksen kustannukset ovat noin 3,5 miljoonaa markkaa, johon sisältyy virkatyötä noin viisi henkilötyövuotta.

Inarijärvi-tutkimuksen osatutkimukset, niiden sisältö, vastuutahot ja viittaus aiheen pääasialliseen käsittelykohtaan tässä raportissa.

Osatutkimus	Sisältö	Vastuutaho	Käsitelty luvussa
I Vesistön tila ja sen kehittyminen			
1. Veden laatu- ja valuma-alueselvitykset	- Inarijärven valuma-alueen tilan ja kuormituksen selvittäminen - järven veden laadun kehittymisen ja nykytilan selvittäminen	LAP	2 ja 7
2. Rantavyöhykkeen lämpötilamittaukset	- Peskanlahden rantaveden lämpötilan sekä tuuli- ja virtausolosuhteiden kehittymisen seuranta	HAM LAP	8
3. Tuotanto-tutkimukset	- järven tuotannollisen perusrakenteen selvittäminen - Inarijärven kasviplanktonaineiston analysointi	SYKE LAP	7.4 ja 7.5
4. Sedimenttitutkimukset	- arvio Inarijärven tilan kehittymisestä sedimenttitutkimuksen perusteella	ESA	7.6
5. Inarijärven eliöstön monimuotoisuuden arviointi ja seuranta	- ehdotus Inarijärven monimuotoisuuden seurannasta	VTT LAP	13
II Säännöstelyn vaikutusmekanismien selvittäminen			
6. Säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeeseen	- keskeisten elinympäristöjen ominaisuuksien esiintymisen kartoittaminen - rantavyöhykkeeseen vaikuttavien tärkeimpien tekijöiden erittely - Inarijärven ja Muddusjärven vertailu	VTT KSU	8

III Säännöstelyn kehittäminen

7. Ekologisen säännöstely-käytännön kehittäminen	- tavoitteiden esittäminen säännöstelyn kehittämiselle - vedenkorkeuksien tavoitetasojen määrittäminen	VTT SYKE	10.1.2
8. Säännöstelykäytäntöjen vertailu	- erilaisten säännöstelykäytäntöjen vaikutusten arviointi Inarijärven tilan ja käytön kannalta	SYKE VTT	10
9. Käyttötoiminnan kehittäminen	- tulovirtaamien ennustemallin laatiminen ja Nellimön vedenkorkeusaseman automatisointi	SYKE LAP	Ei

IV Hoitotoiminnan kehittäminen

10. Kalakantojen ravintoekologia ja vuorovaikutussuhteet	- kalalajien välisen kilpailun ja vuorovaikutussuhteiden teoreettinen tarkastelu	KSU RKTL	9.4
11. Kalakantojen hoitomallin kehittäminen ja soveltaminen	- taimen-, siika- ja muikkukantoihin vaikuttavien tekijöiden tilastollinen tarkastelu - kalaistutusten ja kalastuksen vaikutusten arviointimallin kehittäminen ja soveltaminen	SYKE TKK RKTL	9.5
12. Näkemykset Inarijärven kalataloudesta ja virkistyskäytöstä	- Inarin asukkaiden, Inarijärven eri käyttäjäryhmien ja päätöksentekijöiden näkemysten selvittäminen postikyselyillä ja haastatteluilla	RKTL	9.3
13. Inarijärven kalatalouden aluetaloudellinen merkitys	- Inarijärven kalataloudellisten hoito- ja kehittämistoimien aluetaloudellisten vaikutusten ja kannattavuuden arviointi	THULE-instituutti	9.2
14. Sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelma	- Inarijärven ja sen sivuvesistöjen velvoitehoidon kehittämissuunnitelman laatiminen	RKTL	9.7
15. Rantojen kunnostus ja hoito	- Inarijärven vyörymärekisterin kehittäminen	LAP	4.4

V Paatsjoki-tutkimukset

16. Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen	- vaelluksen määrän ja kalataloudellisen merkityksen selvittäminen	RKTL LAP	9.6
17. Norjalaisten tutkimukset Paatsjoessa	- vedenlaatu, kasvillisuus-, pohjaeläin-, kala- ja lintututkimusten tekeminen	Finnmarkin lääninhallituksen ympäristönsuojeluosasto, Tromssan yliopisto, NIVA	Raportoitu muualla

---

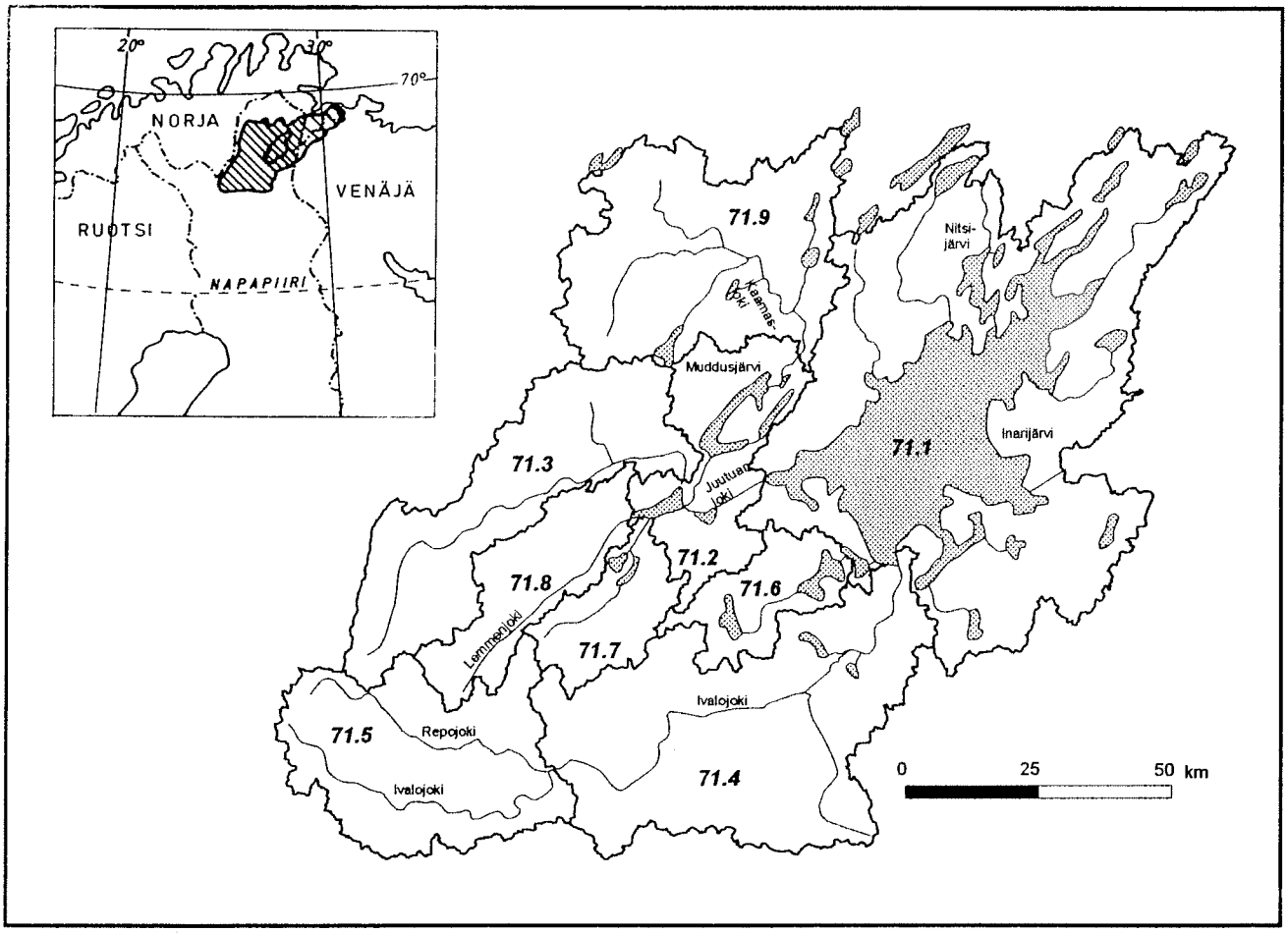
Inarijärvi-tutkimuksen osatutkimukset, niiden sisältö, vastuutahot ja viittaus aiheen pääasialliseen käsittelykohtaan tässä raportissa. LAP = Lapin ympäristökeskus, SYKE = Suomen ympäristökeskus, HAM = Hämeen ympäristökeskus, ESA = Etelä- Savon ympäristökeskus, KSU = Keski-Suomen ympäristökeskus, RKTL = Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, TKK = Helsingin teknillinen korkeakoulu, VTT = Valtion teknillinen tutkimuskeskus.

2 Inarijärvi ja sen valuma-alue

Annukka Puro, Lapin ympäristökeskus

2.1 Sijainti ja järven historia

Pohjoiseen Jäämereen laskevan Paatsjoen vesistöalue ulottuu Suomen, Norjan ja Venäjän alueille (kuva 1). Paatsjoen vesistöalueen kokonaispinta-ala on noin 18 403 km^2. Inarijärven valuma-alue muodostaa Paatsjoen vesistöalueen Suomen puoleisen osan, jonka valtakunnan rajaan ulottuva pinta-ala on 14 512 km^2 ja järvisyys 12,4 % (Ekholm 1993). Inarijärvi ja sen valuma-alue sijaitsevat Pohjois-Lapissa, 68°15′ - 69°30′ pohjoista leveyttä välisellä vyöhykkeellä. Järvi sekä suurin osa valuma-alueesta ovat Inarin kunnan alueella, mutta valuma-alue ulottuu myös Utsjoen, Enontekiön, Kittilän sekä Sodankylän kuntien alueille.



Kuva 1. Paatsjoen vesistöalueen sijainti ja sen Suomen puoleisen osan osa-alueet.

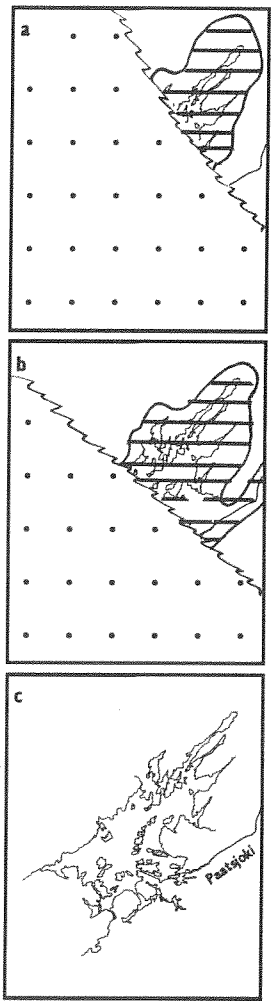
Inarijärvi sijaitsee kallioperän vanhassa hautavajoamassa. Viimeisen jääkauden jälkeen, noin 9 000 vuotta sitten, alue vapautui jäästä jään vetäytyessä lounaaseen. Jäästä vapautumisen kestäessä altaan pohjoisosiin syntyi ensin jääjärvi (kuva 2). Jään reunan saavuttaessa nykyisen Paatsjoenlaakson suun Virtaniemen kohdalla avautui salmiyhteys Jäämerelle ja Inarijärven merivaihe alkoi (Tikkanen 1990). Merivaihe kesti vain muutamia satoja vuosia, sillä maan kohoaminen nosti Virtaniemen kynnystason nopeasti merenpinnan yläpuolelle, jolloin syntyi Inarijärvi (Manner ja Tervo 1988). Nykyisin maa kohoaa Inarijärven alueella 3 - 5 millimetriä vuodessa ja maan kohoaminen kallistaa allasta koilliseen (Aartolahti 1990).

2.2 *Ilmasto*

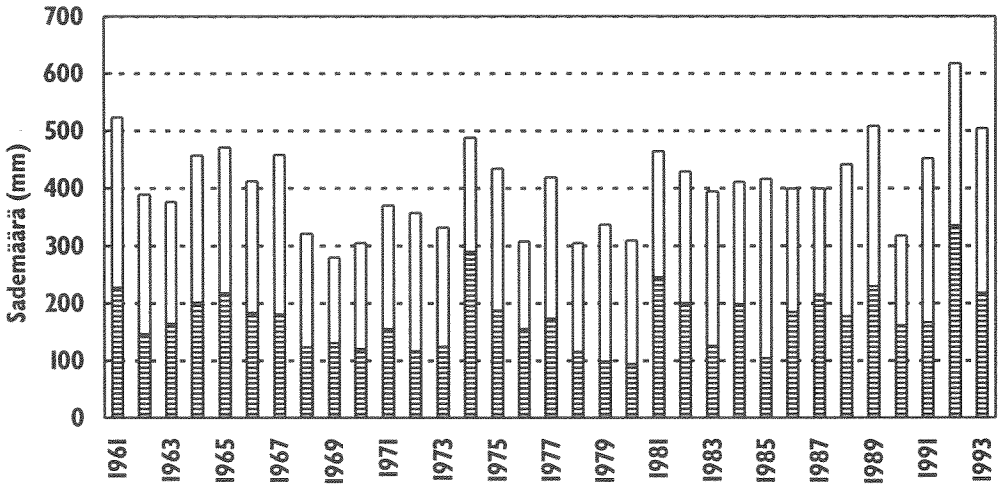
Inarijärvi ja sen valuma-alue kuuluvat subarktiseen, mantereiseen ilmastovyöhykkeeseen, jolle on ominaista kylmä talvi ja voimakkaat vuodenaikaiset lämpötilan vaihtelut. Kesät ovat lyhyitä ja viileitä, minkä johdosta haihdunta on vähäistä ja ilmasto kostea. Alueella sataa suhteellisen vähän ja sateet painottuvat kesäkauteen. Sademäärät ovat suurimmat heinä-elokuussa ja pienimmät helmi-maaliskuussa. Huomattava osa koko vuoden sademäärästä, noin 45 - 50 %, tulee lumena.

Ivalon sääaseman tietojen perusteella selvästi sateisin vuosi on 1960-luvulta lähtien ollut vuosi 1992, jolloin kesä-elokuussa satoi enemmän kuin kuivimpina vuosina koko vuonna (kuva 3). Muita runsassateisia jaksoja ovat olleet 1960-luvun alkupuoli sekä 1980-luvun loppu ja 1990-luvun alku vuotta 1990 lukuunottamatta. Vuosijaksolla 1961 - 1990 vesistöalueen aluesadanta on ollut keskimäärin 533 mm, valunta 331 mm ja haihdunta 200 mm vuodessa (Hyvärinen ym. 1996).

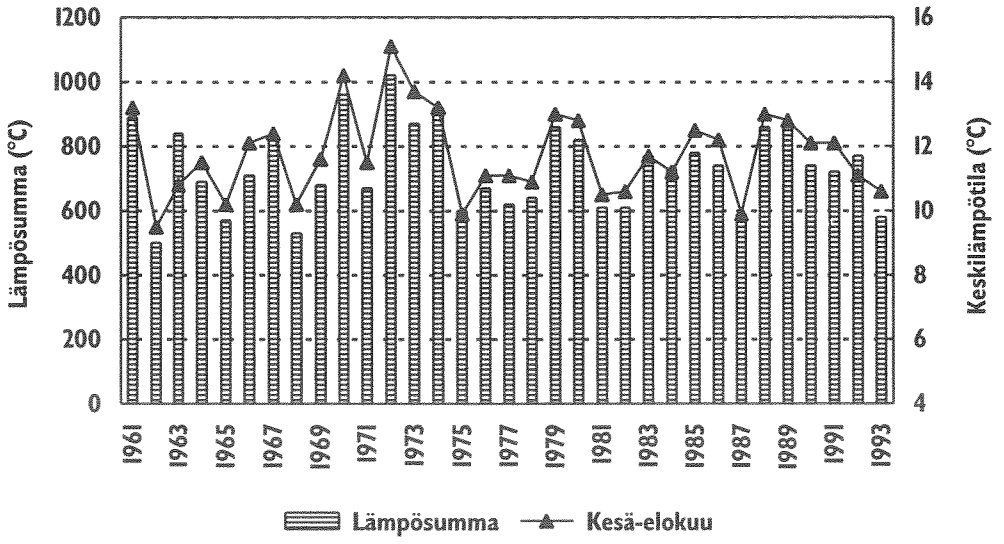
Termisen kasvukauden pituus on alueella keskimäärin 120 - 125 vrk. Vuotuiset vaihtelut kasvukauden pituudessa ja tehoisan lämpötilan summassa ovat suuria. Vuosina 1961 - 1993 lämpösumma on vaihdellut Ivalossa 500 ja 1 020°C:n välillä ollen keskimäärin 740°C (Ritari ja Nivala 1993). Lämpösumma on ollut normaalia suurempi etenkin 1970-luvun alkuvuosina, 1980-luvun vaihteessa ja 1980-luvun lopussa (kuva 4). Vuoden keskilämpötila vaihtelee valuma-alueella lounaisosien -1°C:sta koillisosien +0,5°C:een. Mantereisinta ilmasto on valuma-alueen lounaisosissa. Koillisosissa Inarijärvi ja meren läheisyys tasaavat lämpötilaeroja (Suomen Kartasto 1987).



Kuva 2. Inarijärven jääkauden jälkeinen kehitys a) jääjärvi, b) merivaihe c) järvivaihe.



Kuva 3. *Kesä-elokuun (pylvään alaosa) ja koko vuoden (koko pylväs) sademäärät vuosina 1961 - 1993 Ivalon sääasemalla (tiedot saatu Ilmatieteen laitokselta).*



Kuva 4. *Lämpösumma ja kesä-elokuun keskilämpötila Ivalossa vuosina 1961 - 1993 (tiedot saatu Ilmatieteen laitokselta, Ritari ja Nivala 1993)*

2.3 Luonnonolosuhteet

Korkeussuhteet, kallio- ja maaperä

Korkokuvaltaan Inarijärven valuma-alue jakautuu länsi- ja eteläosien tunturialueeseen sekä alavampaan Inarijärven altaan alueeseen. Tunturialueella korkeuserot ovat yli 300 metriä absoluuttisen korkeuden vaihdellessa 150 ja 600 metrin välillä merenpinnan yläpuolella. Allasalue on korkeussuhteiltaan vaihtelevan kumpuilevaa maastoa, jonka korkeuserot ovat 50 - 100 metriä absoluuttisen korkeuden vaihdellessa tavallisimmin 100 ja 200 metrin välillä. Muutamien vaarojen laet ulottuvat yli 200 metrin korkeuteen (Suomen Kartasto 1986).

Suurin osa valuma-alueen kallioperästä kuuluu Lapin granuliittialueeseen. Granuliitit ovat gneissimäisiä kiviä, joille on tyypillistä kova ja alumiinirikas mineraali granaatti. Alueen koillisosassa ovat Taka-Lapin graniittigneissialue sekä Vainos-

pään graniittialue. Graniittigneissialueen kivilajeina ovat happamat syväkivimäiset ja metamorfoituneet gneissit. Graniittigneissi- ja granuliittialueiden välissä on luode-kaakkosuuntainen rajavyöhyke, jossa esiintyy kiilleliuskeita sekä kiillegneissejä. Valuma-alueen länsiosa ulottuu liuskealueelle, jossa esiintyy myös vulkaanisia ja emäksisiä kiviä, kuten Vaskojoen anortosiittiä (Manner ja Tervo 1988).

Inarijärven valuma-alueella, kuten muuallakin Pohjois-Suomessa, moreeni on yleisin maalaji. Moreeni peittää kallion pintaa vaihtelevan paksuisena kerroksena. Alueelle ovat ominaisia jäätikön virtaussuuntaan, pohjoiskoilliseen suuntautuvat, moreenista koostuvat viirut sekä sukkulamaiset selänteet. Vesistöalueella maapeite on monin paikoin ohut ja kalliopaljastumia on runsaasti. Jäätikön sulamisvesivirtojen kuljettamasta ja lajittelemasta aineksesta (sora, hiekka) muodostuneita harjujaksoja ja kerrostumia on Inarin ja Sevettijärven välisellä alueella, Muddusjärven koillispuolella sekä jokilaaksoissa, kuten Ivalojoen ja Lemmenjoen uomassa (Manner ja Tervo 1988).

Kasvillisuus

Kasvillisuuden perusteella pääosa Inarijärven valuma-alueesta kuuluu pohjois-boreaaliseen havumetsävyöhykkeeseen ja sen mantereiseen Metsä-Lapin alueeseen. Vesistöalueen luoteisosa kuuluu Tunturi-Lapin koivumetsävyöhykkeeseen. Ilmaston kylmyyden ja lyhyen kasvukauden vuoksi kasvillisuus on karua ja lajistoltaan niukkaa. Metsä-Lapissa tyypillisiä ovat karut ja kuivat mäntykankaat tuoreiden kankaiden ja lehtojen ollessa harvinaisia. Mereisemmässä Tunturi-Lapissa pääosan metsiköistä muodostaa tunturikoivu. Tunturikoivikkoa ja paljakkaa esiintyy myös Metsä-Lapin tuntureilla (Suomen Kartasto 1988).

Vesi- ja ympäristöhallituksen ympäristötietokeskuksessa tehdyn maankäyttöluokituksen perusteella Inarijärven valuma-alueesta noin 13 % on vesialuetta, 17 % suota, 37 % metsää ja 32 % vähäpuustoista aluetta (taulukko 1). Soista yli puolet on avosoita, joita on eniten alueen etelä- ja lounaisosissa. Suotyypit ovat yleensä karuja räme- ja nevatyyppejä. Metsistä kuivia ja karuja mäntyvaltaisia havumetsiä esiintyy melko tasaisesti kaikkialla muualla paitsi alueen luoteisosassa, missä lehtimetsiin laskettavat tunturikoivikot ovat vallitsevia. Vähäpuustoisen alueen yksityiskohtaisempi luokittelu on vielä melko epätarkka johtuen eri alueiden tulkinnassa esiintyvistä vaikeuksista. Vähäpuustoiseen alueeseen sisältyvät mm. pellot, kallioalueet, avohakkuualueet sekä taimikot. Inarijärven valuma-alueella metsänrajan tuntumassa sijaitsevat harvapuustoiset alueet ja puuttomat paljakat muodostavat huomattavan osan vähäpuustoisesta alueesta.

Taulukko 1. Paatsjoen vesistöalueen maankäyttöluokitus (vesi- ja ympäristöhallituksen ympäristötietokeskus 3.8.1994).

Maastoluokka	Pinta-ala ha	Osuus pinta-alasta %
Vesi	194 162	13,4
Vähäpuustoinen alue	465 688	32,1
Avosuo	13 848	9,6
Havupuuvaltainen korpi	15 324	1,1
Lehtipuuvaltainen korpi	41 580	2,9
Räme	53 377	3,7
Mäntymetsä	317 209	21,9
Kuusimetsä	24 589	1,7
Lehtimetsä + tunturikoivikko	124 818	8,6
Sekametsä	73 417	5,1
Talot, taajamat	519	0,0 (0,04)

2.4 Maankäyttö ja elinkeinot

Kaavatilanne ja suojelualueet

Yleispiirteistä alueiden käyttöä ohjaava seutukaava on toteutettu Lapissa vaiheittain neljässä osassa vuosina 1978 - 1992. Seutukaavassa huomattava osa Inarijärven valuma-alueesta on varattu metsä- ja porotalousalueeksi tai luontaistalousalueeksi. Myös suojelualuevarauksia on runsaasti. Maa- ja metsätalousalueet, joilla on ympäristöarvoja tai ulkoilun ohjaamistarvetta, ovat painottuneet Inarijärven alueelle. Matkailulle ja virkistyskäytölle varatut alueet sijaitsevat Inarin ja Ivalon taajamien ympärillä sekä Saariselän matkailukeskuksen läheisyydessä.

Inarin kuntaan on tehty koko kunnan kattava yleiskaava vuonna 1981 sekä Nellimin, Saariselän ja Keväjärven osayleiskaavat. Inarijärvellä rantojensuojeluohjelma toteutetaan Inarijärven osayleiskaavan avulla, joka on vahvistettu ympäristöministeriössä 1.3.1996. Taaja-asutusta ohjaavia rakennuskaavoja on tehty Inarin kirkonkylään, Ivaloon ja Saariselän alueelle. Vahvistettuja rantakaavoja oli Inarin kunnassa vuoden 1996 alussa yhteensä 16. Näistä suurin osa sijaitsee joko Saariselän matkailukeskuksen läheisyydessä tai Inarijärven lähialueella (Lapin Liitto 1996).

Inarijärven valuma-alueen pinta-alasta noin 63 % kuuluu lakisääteisiin suojelualueisiin tai valtakunnallisten suojeluohjelmien kuten soidensuojelu-, harjujensuojelu-, lintuvesiensuojelu- ja rantojensuojeluohjelmien piiriin (liite 1). Esimerkiksi valtaosa Lemmenjoen kansallispuistosta, jonka pinta-ala on noin 2 860 km^2, sijaitsee Inarijärven valuma-alueella. Vuonna 1991 perustetuista erämaa-alueista Hammastunturin (1 820 km^2), Muotkatunturin (1 570 km^2) ja Vätsärin (1 550 km^2) erämaa-alueet sijaitsevat pääosin Inarijärven valuma-alueella. Alueella virtaavista joista Ivalojoki ja Juutuanjoki yläpuolisine vesistöineen ovat suojeltuja koskiensuojelulailla voimalaitosrakentamiselta. Näiden lisäksi alueella on myös Metsähallituksen päätöksellä perustettuja aarnialueita ja luonnonhoitometsiä.

Väestö ja elinkeinot

Vuoden 1992 lopussa Inarin kunnan väkiluku oli 7 802 asukasta. Inarijärven valuma-alueella näistä asui 7 064 henkilöä. Kunnan väestöstä saamelaisia on noin 2 500, joista kolttasaamelaisia on noin 500. Vuoden 1990 väestölaskennan mukaan taajamissa asuu noin 60 % väestöstä (Tilastokeskus 1993). Suurimmat taajamat ovat Ivalo ja Törmänen, joissa asuu yhteensä noin 4 100 asukasta, sekä Inarin kirkonkylä, jossa asuu noin 550 asukasta. Asukastiheys alueella on keskimäärin 0,5 as/km^2.

Alueen väestön perinteisiä elinkeinoja ovat poronhoito sekä metsästys ja kalastus. Näillä on yhä edelleen tärkeä merkitys osana toimeentuloa. Maa- ja metsätalouden merkitys elinkeinona kasvoi sodan jälkeisen asutuspolitiikan sekä kolttaja porotilalakien ja Neuvostoliiton voimalaitostyömaiden johdosta. Palveluelinkeinojen ja julkisen hallinnon osuuden kasvaessa elinkeinorakenteessa 1960-luvun puolivälin jälkeen on maa- ja metsätalouden sekä muiden alkutuotantoelinkeinojen osuus vähentynyt. Vuonna 1990 alueen työllisestä työvoimasta sai alkutuotannosta toimeentulonsa noin 15 %, teollisuudesta ja rakennustoiminnasta noin 14 % ja palveluelinkeinoista lähes 70 % (Tilastokeskus 1993).

Metsätalous ja porotalous ovat alueen merkittävimpiä alkutuotantoelinkeinoja, sillä molemmat työllistävät 150 - 200 henkeä. Näiden lisäksi osan alkutuotantosektorin työpaikoista muodostavat maatalous ja kalastus. Poro- ja kalataloudesta saatavia tuloja täydennetään usein mm. matkailupalveluilla. Teollisuustoiminta alueella on pääasiassa pienimuotoista elintarvikkeiden ja käsityötuotteiden valmistusta sekä puun sahaus- ja jalostustoimintaa. Palvelualan työpaikoista julkinen sektori muodostaa yli puolet ja matkailuun liittyvät kauppa- ja majoitustoiminta noin neljänneksen.

2.5 Hydrologia

Hydrologisen aluejaon (Ekholm 1993) mukaan Suomen puoleinen Paatsjoen vesistöalue jakaantuu yhdeksään isompaan osa-alueeseen (kuva 1, taulukko 2). Inarijärvi ja sen lähialueet (71.1) muodostavat laajimman osa-alueen (34 %), jonka järvisyys on lähes 30 %. Juutuanjoen kautta Inarijärveen laskevat vesistöt jakaantuvat latvajokien muodostamiin valuma-alueisiin. Vaskojoen (71.3), Menesjoen (71.7) ja Lemmenjoen (71.8) valuma-alueet rajoittuvat Paatariin ja Kaamasjoki (71.9) laskee Vastusjärven kautta Muddusjärveen. Paatarin-Muddusjärven alue (71.2) kokoaa siten yhteen Inarijärven länsipuolen vedet. Juutuanjoen kautta Inarijärveen laskevien jokien vesistöalueiden pinta-ala on yhteensä 5 214 km^2, mikä on 36 % koko vesistöalueesta.

Taulukko 2. Paatsjoen vesistöalueen Suomen puoleisten osa-alueiden pinta-alat (F km^2) ja järvisyydet (L %).

Alueen nro	Nimi	Alaraja	F km^2	L %
71	Paatsjoen vesistöalue	valtak.raja	14 512	12,4
71.1	Inarin alue	valtak.raja	4 944	29,7
71.2	Paatarin-Muddusjärven alue	Inarijärvi	870	13,1
71.3	Vaskojoen valuma-alue	Paatari	1 432	1,7
71.4	Ala-Ivalojoen alue	Joensuuselkä	2 430	1,2
71.5	Ylä-Ivalojoen valuma-alue	Repojoki (ml)	1 454	0,6
71.6	Kirakkajoen valuma-alue	Kirakkaköngäs	471	10,5
71.7	Menesjoen valuma-alue	Paatari	468	4,1
71.8	Lemmenjoen valuma-alue	Paatari	687	2,0
71.9	Kaamasjoen valuma-alue	Kaamanen	1 757	4,1

Vähäjärvinen Ivalojoen valuma-alue jakaantuu Repojoen alapuoliseen Ala-Ivalojoen alueeseen (71.4) sekä Ylä-Ivalojoen valuma-alueeseen (71.5). Koko Ivalojoen valuma-alueen pinta-ala (3 884 km^2) kattaa 27 % vesistöalueesta. Juutuanjoen ja Ivalojoen valuma-alueiden väliin jää pieni Kirakkajoen valuma-alue (71.6), jonka vedet laskevat Kirakkakönkään kautta Inarijärveen. Kirakkakönkäässä olevan voimalaitoksen avulla on säännöstelty Rahajärveä vuodesta 1957 lähtien.

Inarijärvi on Suomen kolmanneksi suurin järvi. Järven leveys länsi-itäsuunnassa Juutuanvuonon pohjukasta Paatsvuonoon on yli 50 km ja lounas-koillinen suunnassa etäisyys Ukonjärvestä Suolisvuonon pohjukkaan noin 80 km. Suurimpia selkiä ovat pohjoisessa Vasikkaselkä, järven keskiosassa Kasariselkä ja Sammakkoselkä, lännessä Ukonselkä ja idässä Satapetäjäselkä (kuva 21). Inarijärvi on rikkonainen ja siinä on runsaasti saaria, yhteensä 3 318 kappaletta (taulukko 3). saadut tulokset osoittavat (n. 1100 km^2). Inarijärven vedenpinnan vaihtelua on käsitelty säännöstelyn yhteydessä luvussa 4.

Vedenkorkeus ja pinta-ala

Inarijärven vedenkorkeuden säännöllinen seuranta on alkanut vuonna 1921, jolloin luonnontilaisen Inarijärven vedenkorkeutta seurattiin Niskakosken havaintoasemalla vuosina 1921 - 1941. Vanha vedenkorkeusasema on ollut myös Kessivuonossa, missä vedenkorkeutta on seurattu vuosina 1925 - 1980. Tällä hetkellä Inarijärvessä on kaksi vedenkorkeuden havaintoasemaa, joista toinen sijaitsee Nellimvuonon pohjukassa ja toinen Inarin kirkonkylän edustalla. Nellimin havaintoasemalta vedenkorkeustietoja on vuodesta 1938 lähtien ja Inarista vuodesta 1947 lähtien.

Taulukko 3. Inarijärven hydrologisia ominaisuuksia. MW = keskivedenkorkeus, HW = ylin vedenkorkeus, MHW = keskimääräinen ylin vedenkorkeus, MNW = keskimääräinen alin vedenkorkeus, NW = alin vedenkorkeus.

Valuma-alue[1)]	14 512 km^2
Pinta-ala km^2 (MW = N_{hanke} + 118,57 m) [2)]	1 043 km^2 *
Tilavuus[3)]	15 900 x 10^6 m^3
Teoreettinen viipymä	3,3 vuotta
Rantaviivan pituus (MW = N_{hanke} + 118,57 m) [2)]	3 308 km
Saaria[5)]	3 318 kpl
Maksimisyvyys (MW) [3)]	92 m
Keskisyvyys (MW) [3)]	14,3 m
Jäätyminen (1960 - 1989) [4)]	31.10.
Jään lähtö (1961 - 1990) [4)]	2.6.
MW (1961 - 1990) N_{hanke} + m [4)]	118,65
HW (1961 - 1990) N_{hanke} + m [4)]	119,58
MHW (1961 - 1990) N_{hanke} + m [4)]	119,23
MNW (1961 - 1990) N_{hanke} + m [4)]	117,75
NW (1961 - 1990) N_{hanke} + m [4)]	117,15

[1)] Ekholm 1993, [2)] Hellsten ym. 1995, [3)] Kuusisto 1992, [4)] Leppäjärvi 1993, [5)] Raatikainen 1987.

* Ukonjärvi (14 km^2) mukaan lukien

Inarijärven säännöstelyluvassa esitetyt vedenkorkeudet on ilmoitettu Nellimin havaintoaseman kiintopisteen mukaan, joka on hakattu rengas kalliossa Nellimvuonon perukassa. Kiintopiste on tuntemattomassa tasossa, jonka lukuarvo on + 119,51 m. Säännöstelyn yläraja kyseessä olevaan pisteeseen verrattuna on +119,50 m eli N_{hanke} + 119,50 m. Samaan kallioon on kartoituksen yhteydessä rakennettu toinen kiintopiste (pultti kalliossa), jonka korkeus on N_{43} + 119,65 m. Tähän kiintopisteeseen verrattuna säännöstelyn yläraja on N_{43} + 119,64 m. N_{60}-tasossa säännöstelyn yläraja on N_{60} + 119,78 m, mikä on käytännössä myös LN-taso. Inarijärven Nellimin havaintoaseman keskimääräiset vedenkorkeudet vuosijaksolla 1961 - 1990 säännöstelyluvan mukaisessa tasossa (N_{hanke}) on esitetty taulukossa 3.

Inarijärven rantaviivan pituus ja pinta-ala mitattiin VTT:ssa Karttakeskuksesta hankitusta digitaalisesta vesistöviiva-aineistosta, joka perustuu 1960-luvun alussa kuvattuihin topografikarttoihin (Hellsten ym. 1995). Järven pinta-alaksi saatiin Ukonjärvi mukaanlukien vedenkorkeudella MW = N_{hanke} + 118,57 m 1 043 km^2 (taulukko 3). Osa kartoituksista on tehty kesällä 1960, jolloin vesi oli hyvin matalalla (MW = N_{hanke} + 118,01 m). Tämän vuoksi nykyisen kesäkeskiveden (N_{hanke} + 119,10 m) vallitessa Inarijärven pinta-ala on suurempi kuin tässä mittauksessa saadut tulokset osoittavat. Inarijärven vedenpinnan vaihtelua on käsitelty säännöstelyn yhteydessä luvussa 4.

Virtaama

Inarijärven valuma-alueella olevien hydrologian toimiston virtaamamittausasemien tunnuslukuja on koottu taulukkoon 4. Virtaaman vaihtelut ovat suurimmat vähäjärvisissä latvavesissä kuten Repojoessa ja Ivalojoessa, missä keskiylivirtaaman suhde keskialivirtaamaan (MHQ/MNQ) on huomattavan suuri. Paatsjoessa virtaaman vaihtelut ovat lievästi tasaantuneet säännöstelyn johdosta. Vuosijaksolla 1961 - 1990 MHQ/MNQ-suhde oli 3,8, kun se vuosina 1921 - 1940 on ollut 4,7.

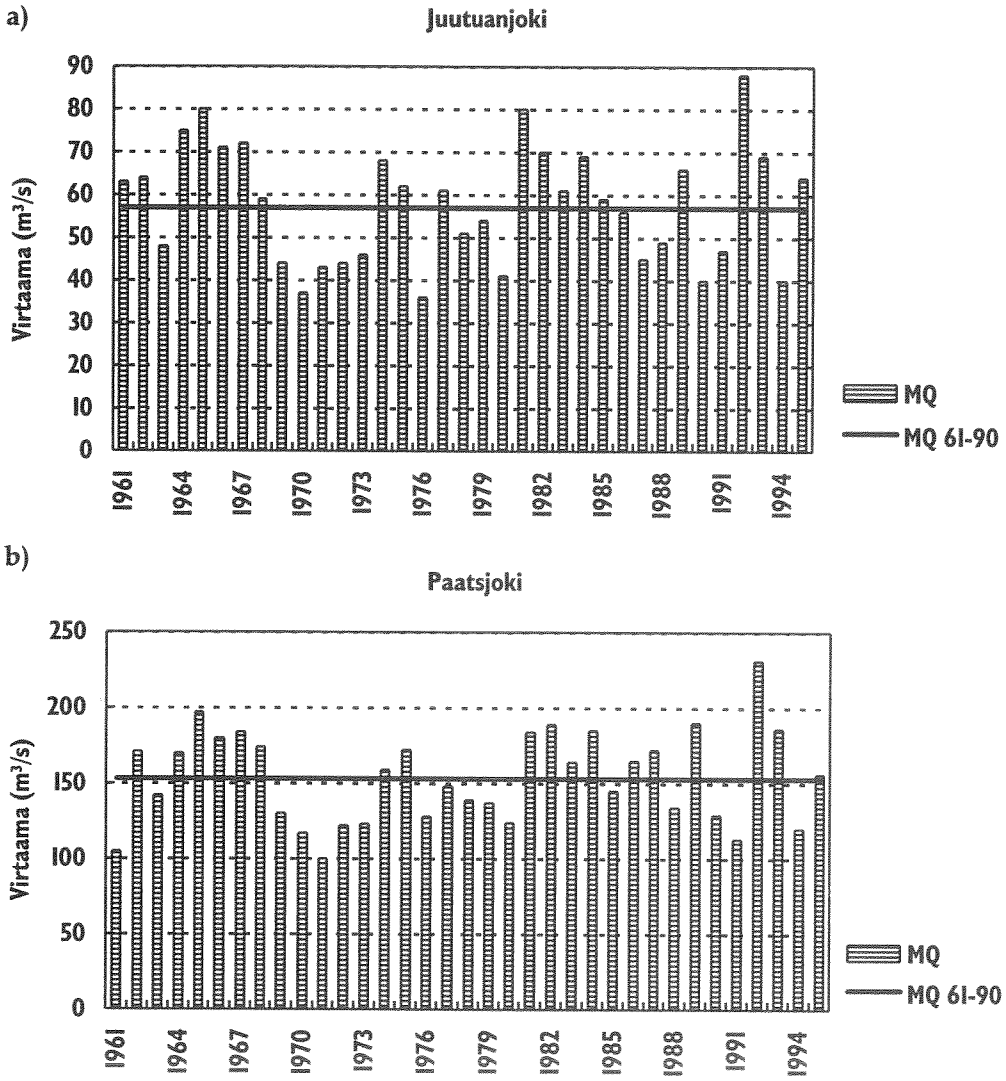
Inarijärveen laskevissa luonnontilaisissa jokivesistöissä kevättulva alkaa yleensä huhtikuun loppupuolella ja virtaamat ovat suurimmillaan touko-kesäkuun vaihteessa. Pienemmillä valuma-alueilla kuten Nellimjoella virtaaman huippu on jyrkempi ja ajoittuu toukokuun jälkipuoliskolle. Virtaamat laskevat tulvan jälkeen tasaisesti kohti syksyä. Jäätymisen jälkeen loka-marraskuussa virtaamissa tapahtuu jyrkempi pudotus kohti kevättalven minimiä, joka on huhtikuussa.

Juutuanjoen vuosittaiset keskivirtaamat ovat olleet vertailukauden 1961 - 1990 keskivirtaamaan nähden korkeampia vuosina 1964 - 1968, 1981 - 1985, 1992 - 1993 ja 1995 (kuva 5a). Vuosittaiset keskivirtaamat seurailevat suhteellisen hyvin vastaavan ajanjakson sadannan vaihtelua. Juutuanjoen vuosittaiset alivirtaamat ovat vaihdelleet 10 - 20 m^3/s ja ylivirtaamat 131 - 616 m^3/s. Ivalojoella vuoden keskivirtaamat ovat olleet normaalia suurempia vastaavina ajanjaksoina kuin Juutuanjoella. Vuosina 1961 - 1995 alivirtaamat ovat Ivalojoella vaihdelleet 5 - 13 m^3/s ja ylivirtaamat 214 - 900 m^3/s. Myös Paatsjoessa virtaamat ovat vaihdelleet siten, että 1960-luvun loppupuoli on ollut hyvin märkä, 1970-luku pääosin kuiva ja 1980-luku märkä (kuva 5b).

Taulukko 4. Inarijärveen laskevien jokien ja Paatsjoen virtaamien (Q) tunnuslukuja ja keskivaluma (Mq) (Leppäjärvi 1993, HYTREK).

	Juutuanjoki	**Ivalojoki**	**Kettujoki**	**Repojoki**	**Kirakkajoki**	**Nellimjoki**	**Paatsjoki**
	Saukkoniva	Pajakoski	Kettukoski		Kirakkaköngäs		Kaitakoski
Vuosijakso	(1961 - 1990)	(1961 - 1990)[1)]	(1961 - 1990)	(1981 - 1990)	(1961 - 1990)	(1981 - 1990)	(1961 - 1990)
Valuma-alue	F=5 160 km^2	F=3 345 km^2	F=2 215 km^2	F=645 km^2	F=471 km^2	F=314 km^2	F=14 575km^2
Järvisyys	L=4,7 %	L=0,4 %	L=6,6 %	L=0,7 %	L=10,5 %	L=9,6 %	L=12,2 %
Kuukausi-	MQ	MQ	MQ	MQ	MQ	MQ	MQ
keskiarvot	m^3/s	m^3/s	m^3/s	m^3/s	m^3/s	m^3/s	m^3/s
I	21	12,3	11,5	1,97	6,0	1,52	150
II	17,9	10,8	10,0	1,85	5,8	1,26	152
III	16,1	10,3	8,9	1,78	5,2	1,15	153
IV	17,1	13,6	8,8	4,5	4,1	1,33	141
V	122	129	44	36	4,4	8,6	119
VI	148	80	67	12,2	6,4	7,9	157
VII	78	42	34	8,2	6,0	5,1	170
VIII	68	43	28	7,7	6,3	4,7	169
IX	67	44	28	8,6	6,2	4,7	170
X	59	38	26	7,5	5,3	4,2	152
XI	43	27	19,4	4,0	5,7	3,1	148
XII	28	16,2	14,3	2,5	6,1	2,0	150
Keski- ja ääriarvot							
MQ	57	39	25	8,1	5,6	3,8	153
HQ	616	900	239	340	53	35	508
MHQ	327	478	123	158	20	16,8	301
MNQ	14,6	9,1	8,1	1,59	0,57	1,01	80
NQ	10,0	5,0	5,1	1,40	0,0	0,64	18
MHQ/MNQ	22	53	15	99	35	17	3,8
HQ/NQ	62	180	47	242	-	55	28
Mq l/s km^2	11,6	11,7	12,1	12,7	13,3	13,4	12,0

[1)] Vuodet 1970- 1973 puuttuvat



Kuva 5. *Juutuanjoen (a) ja Paatsjoen (b) vertailukauden 1961 - 1990 keskivirtaamat (MQ 61 - 90) ja vuoden keskivirtaamat (MQ) vuosina 1961 - 1995.*

Inarijärveen laskee myös monia pienempiä jokia, joista ei ole virtaamatietoja (taulukko 5). Näiltä osa-alueilta Inarijärveen tuleva vesimäärä on arvioitu vesitaseyhtälön perusteella olettaen Inarijärven tulovirtaaman olevan yhtä suuri kuin Paatsjoen keskivirtaama on ollut Inarijärven luusuassa (Kaitakoski vl) vuosijaksolla 1961 - 1990 (153 m³/s). Tällöin ottaen huomioon vesialueiden suuremman haihdunnan (n. 300 mm) saadaan keskivalunnaksi pienillä valuma-alueilla 292 mm ja lähivaluma-alueen vesialueilla 233 mm. Huomattava osa Inarijärveen tulevasta vedestä tulee Juutuanjoen (38 %) ja Ivalojoen (30 %) valuma-alueilta. Lähivaluma-alueen osuus kokonaisvirtaamasta on noin 13 %.

Inarijärven lämpötilakehitys ja -kerrostuneisuus

Nellimin havaintoaseman vuosijakson 1960 - 1989 tietojen mukaan pysyvä jääpeite on muodostunut Inarijärveen keskimäärin 31.10. jäätymisajankohdan vaihdellessa lokakuun 10. ja marraskuun 6. päivän välillä. Inarijärvessä rantavedet ja suojaiset lahdet jäätyvät yleensä noin kuukautta selkävesiä aikaisemmin. Jäät ovat lähteneet keskimäärin kesäkuun alussa (2.6.) jäänlähtöajankohdan vaihdellessa toukokuun 15. ja kesäkuun 14. päivän välillä (Leppäjärvi 1993).

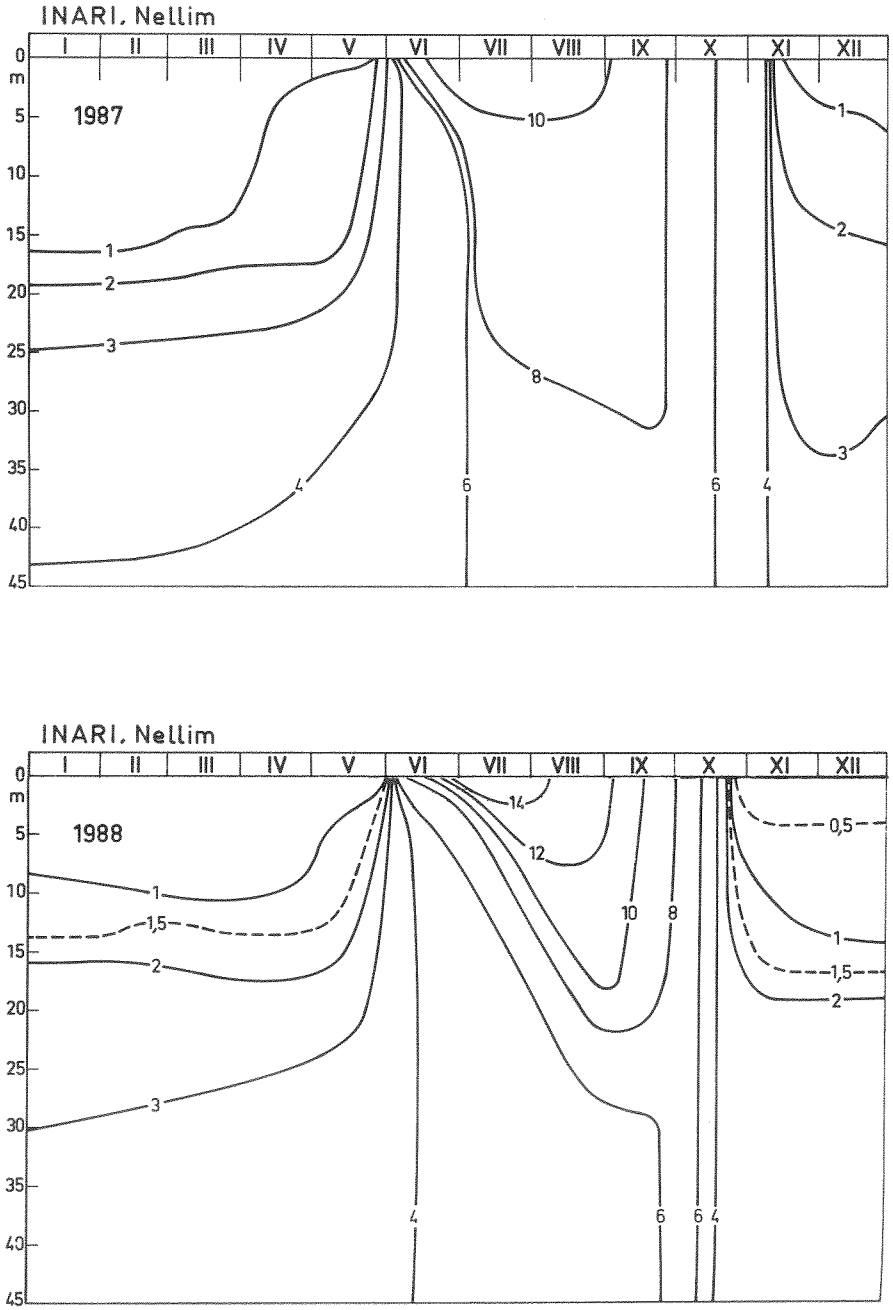
Taulukko 5. Inarijärven valuma-alueen eri osa-alueiden pinta-alat (km²), järvisyydet (%) ja osa-alueilta tuleva arvioitu [1] (R = 292 mm, lähivaluma-alueen vesialueilla R = 233 mm) tai mitattu [2] keskivirtaama (MQ).

Osa-alue	Pinta-ala km²	Järvisyys %	MQ m³/s
Inarijärven lähivaluma-alue (71.111) [1]	2 358	48,4	
- maa-alueet	1 217	-	11,3
- vesialueet	1 141	-	8,4
Simmettijärven-Nukkumajoen alue (71.113 + 71.114) [1]	100	5,4	0,9
Jiersijärven-Väyläjoen alue (71.115 + 71.116) [1]	211	7,2	2,0
Kapperijoen-Kessijoen-Korvasjoen alue (71.117 + 71.118 + 71.119) [1]	284	13,0	2,6
Nellimjoen valuma-alue (71.12) [2]	314	9,6	3,8
Sarmijärven-Nangujärven alue (71.112 + 71.13 + 71.14) [1]	443	8,8	4,1
Niipijoen valuma-alue (71.15) [1]	182	6,0	1,7
Siuttajoen-Nitsijärven alue (71.16 + 71.17) [1]	563	18,5	5,2
Kyyneljärven-Surnujoen alue (71.18 + 71.19) [1]	490	17,5	4,5
Juutuanjoen alue (71.2) [2]	5 214	4,6	57,4
Ivalojoen alue (71.4) [2]	3 884	1,0	45,4
Kirakkajoen alue (71.6) [2]	471	10,5	5,6
Yhteensä			**153**

Pintaveden lämpötilaa on yleensä alettu mitata toukokuun puolen välin jälkeen, jolloin rantavedet ovat vapautuneet jäistä. Nellimin havaintoaseman tietojen mukaan 10 °C lämpötila on saavutettu keskimäärin kesäkuun 10. päivän tienoilla ja heinäkuun alkuun mennessä lämpötila on ollut noin 15 °C. Vuosijaksolla 1960 - 1993 heinä-elokuun pintaveden keskilämpötila on vaihdellut 11,1 - 16,0 °C ja on ollut keskimäärin 13,5 °C. Suojaisuudesta johtuen Nellimin havaintopaikka edustaa keskimääräistä lämpimämpää aluetta Inarijärvellä.

Inarijärven kesäkerrostuneisuuden voimakkuus vaihtelee huomattavasti eri vuosina sääolosuhteiden mukaan. Nellimin havaintoasemalla kerrostuneisuus alkaa muodostua yleensä kesäkuun loppupuolella ollen voimakkainta heinäkuun puolivälistä elokuun puoliväliin (kuva 6). Tällöin päällysveden lämpötila on lämpiminä kesinä yli 14 °C alusveden lämpötilan vaihdellessa 6 - 8 °C:een. Myös Vasikkaselän syvänteellä on heinäkuussa yleensä havaittu selvä lämpötilakerrostuneisuus, mutta elokuun näytteenoton aikaan (15. - 30.8.) harppauskerros on jo heikentynyt ja painunut syvemmälle.

Pohjois-Suomessa järvet jäätyvät suhteellisen nopeasti, jolloin veden lämpötila jää talvella korkeammaksi kuin etelämpänä. Nellimin havaintoaseman mittausten mukaan järven jäätyminen alkaa usein hyvin nopeasti syystäyskierron jälkeen veden lämpötilan ollessa koko vesipatsaassa 3 - 4 °C. Kevättalvella veden lämpötila on 15 - 20 metriin saakka yleensä alle 2 °C ja pohjan lähellä 3 - 4 °C (kuva 6).



Kuva 6. *Veden lämpötilakerrostuneisuus Inarijärven Nellimin havaintoasemalla vuosina 1987 ja 1988 (Leppäjärvi 1991).*

3 Vesiekosysteemin kuvaus

Annukka Puro[1], Seppo Hellsten[2], Risto Palomäki[3], Erno Salonen[4]

[1] Lapin ympäristökeskus
[2] VTT Yhdyskuntatekniikka
[3] Keski-Suomen ympäristökeskus
[4] Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Inarin kalantutkimus ja vesiviljely

3.1 Veden laatu

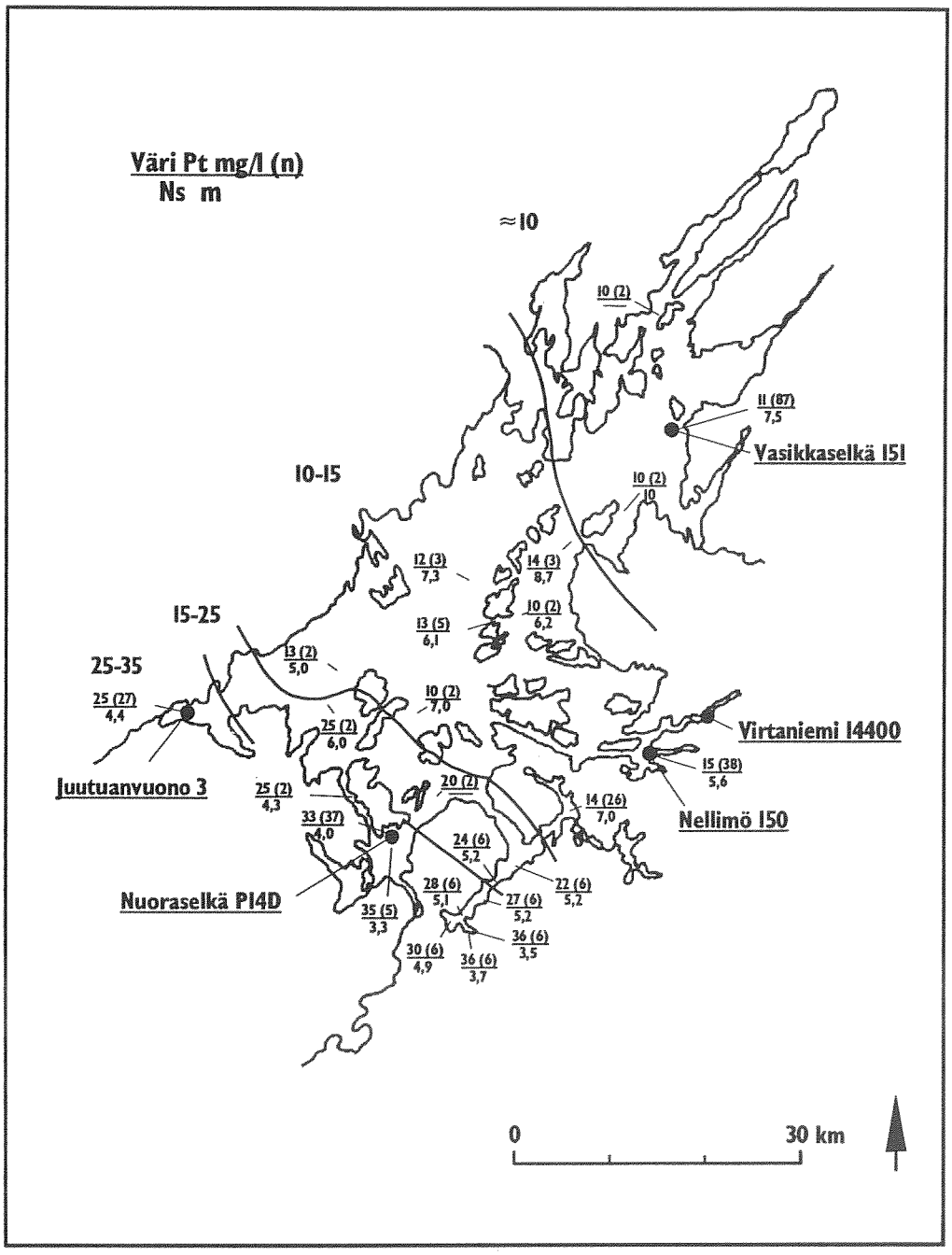
Inarijärvi on kirkasvetinen ja vähähumuksinen järvi. Veden värin ja näkösyvyyden mukaan järvestä voidaan erottaa erilaisia vyöhykkeitä (kuva 7). Keskimääräistä ruskeavetisempiä alueita ovat Juutuanvuono, Ivalojoen edusta sekä Nanguvuonon pohjukka, joissa veden väri on 25 - 35 Pt mg/l. Veden väri kirkastuu pohjoiseen päin mentäessä ja on järven keskiosissa 10 - 15 Pt mg/l ja pohjoisosissa noin 10 Pt mg/l. Näkösyvyys kasvaa vastaavasti jokisuiden edustojen noin neljästä metristä järven pohjoisosien yli seitsemään metriin ollen maksimissaan jopa kymmenen metriä. Järven eteläosan jokisuualueiden korkeammat veden värin arvot johtuvat Ivalojoen ja Juutuanjoen mukana valuma-alueelta järveen tulevasta orgaanisesta aineesta.

Ravinnetasoltaan Inarijärvi on karu, oligotrofinen järvi. Kokonaisfosforipitoisuus vaihtelee avovesikaudella keskimäärin järven pohjoisosien 3 µg/l järven länsi- ja eteläosien 6 - 7 µg/l. Kokonaistyppipitoisuus vaihtelee avovesikaudella 150 - 200 µg/l. Myös kasviplanktonin biomassaa ja tuotannon tasoa kuvastavan a-klorofyllipitoisuuden perusteella Inarijärvi on luokiteltavissa oligotrofiseksi järveksi.

3.2 Rantavyöhyke ja sen kasvillisuus

Inarijärvi poikkeaa rantavyöhykkeen rakenteen sekä kasvillisuuden suhteen muista maamme suurjärvistä. Pohjoisuudesta johtuen Inarijärven kasvilajisto on huomattavasti suppeampi kuin eteläisissä järvissä, ja jyrkät kallioiset rannat lisäävät järven karuuden tuntua. Yleisvaikutelmaltaan rantavyöhykkeen kasvillisuus näyttäisi olevan vain harvaa ylimmän rantavyöhykkeen saraikkoa varsinaisten vesikasvien puuttuessa kokonaan. Erityisen silmiinpistävää on matalien ja rehevien alueiden vähäisyys, minkä vuoksi myös kortteiden ja luikkien muodostama ilmaversoiskasvillisuus on vähäistä.

Tarkasteltaessa rantavyöhykettä lähietäisyydeltä ja erityisesti vedenpinnan alapuolelta havaitaan monipuolinen upos- ja pohjalehtisten kasvien vyöhyke. Veden alla kasvit ja niiden talvehtimiselimet ovat suojassa kylmältä ilmastolta. Veden kirkkaus laajentaa kasvillisuuden mahdollista esiintymisaluetta syvyyssuunnassa ja suosii erityisesti puhtaan veden tyyppilajeja. Tämän vyöhykkeen kasvillisuus onkin Inarijärvellä hyvin elinvoimaista ja verrattavissa eteläisten järvien vastaavaan. Pohjan kivikkoisuus vähentää pohjalehtisille sopivia alueita, jotka rajoittuvat pääasiassa loiville ja suojaisille rannoille.



Kuva 7. *Avovesikauden aikainen veden väri (Pt mg/l), havaintojen määrä (n) ja näkösyvyys (Ns; m) Inarijärven pintavedessä (0 - 5 m) vuosina 1975 - 1993.*

Maristo (1941) on luokitellut luonnontilaisen Inarijärven klassisessa järvikasvillisuuden luokittelussa *Carex*-tyyppiin (sara-tyyppi). Tätä kasvillisuustyyppiä luonnehtii saralajien huomattava runsaus. Muulle lajistolle on tyypillistä oligotrofisia olosuhteita ilmaisevien upos- ja pohjalehtislajien yleisyys. Inarijärven rantavyöhykkeen kasvillisuutta kuvataan seuraavassa muutamien tyyppirantojen avulla:

Avoimia sekä usein myös jyrkkiä ja kivikkoisia moreenirantoja esiintyy kaikkialla Inarijärvellä. Tällaisten rantojen kasvillisuus on usein äärimmäisen niukkaa, ja tulvavyöhykkeen puuttuminen lisää karuuden tuntua; vain siellä täällä kasva-

vat saratuppaat viittaavat eloperäisen aineksen tai hiekan esiintymiseen kivien lomassa. Kaikkein avoimimmilla paikoilla ei vedenalaista kasvipeitettä juurikaan ole, ja vain siellä täällä tavataan pienikokoisia pohjalehtisiä kuten hapsiluikkaa ja rantaleinikkiä, jotka syvemmällä vaihtuvat makroleviin (*Nitella* sp.). Suojaisilla kivikkorannoilla on selvä, mutta melko kapea saravyöhyke (esim. viiltosara). Syvemmällä kivikkorantojenkin pohjan laatu muuttuu liejuiseksi, jolloin uposlehtiset vidat ja järvisätkin yleistyvät yhdessä kelluslehtisten palpakkojen kanssa. Myös vaalea- ja tummalahnanruohoa saattaa kasvaa kivien lomassa.

Suojaiset pitkät lahdenpohjukat ja kapeat salmialueet ovat usein pohjanlaadultaan liejuisia ja yhtenäisen sarakasvillisuuden reunustamia. Rantakasvillisuuden tiheyden perusteella järveä voisi paikoitellen luulla rehevöityneeksi, mutta lajisto koostuu miltei kokonaan puhtaan veden ilmentäjistä. Syvemmällä pohjan peittävät usein pienikokoiset pohjalehtiset, palpakot ja vesisammalet. Ylimmällä rantavyöhykkeellä kivikko on usein peittynyt saraturpeen alle, joka jatkuu vedenpinnan alle luonnontilaiselle rantaviivalle asti.

Inarijärven harvalukuiset hiekkarannat ovat keskittyneet järven eteläosassa sijaitsevien jokien suistoalueille sekä harjujaksoille (Partakko, Ämmänhiekka). Harjujaksojen rannat ovat yleensä voimakkaasti eroosioituvia ja yläosaltaan miltei kasvittomia. Syvemmällä, jään eroosion ulottumattomissa noin 1,5 - 2 m syvyydessä, kasvaa harvalukuisena tummalahnanruohoa. Loivat ja suojaiset hiekkarannat muodostavat kaikkein rehevimmän rantatyypin. Näillä rannoilla ylin vyöhyke voi olla jopa järviruo'on valtaama. Pohja on usein erittäin tiheän suurikokoisen pohjalehtiskasvuston peitossa, joista edellä mainittu tummalahnaruoho on runsaslukuisin.

Suurkasvillisuuden lisäksi Inarijärven rantavyöhykkeelle on tyypillistä perifytonin eli päällyskasvuston runsaus. Rantakivet ja pohjan paikoin tiiviistikin peittävästä rihmamaisista kasviplanktoneista ja bakteereista koostuva päällyskasvusto viihtyy hyvin Inarijärven karuilla ranta-alueilla, koska se pystyy hyödyntämään veden niukkojen ravinteiden lisäksi sedimentistä saatavia ravinteita. Päällyskasvuston biomassa Inarijärvellä voi olla miltei yhtä suuri kuin eteläisissä rehevissä vesistöissä.

3.3 Kasvi- ja eläinplankton

Kasviplankton

Inarijärven kasviplanktonin määrä ja koostumus heijastavat järven karuutta. Järnefeltin (1956b) Inarijärvellä 1950-luvulla tekemissä kasviplanktontutkimuksissa runsaimmin esiintyviä lajeja olivat erilaiset piilevät kuten *Asterionella formosa, Cyclotella stelligera, Tabellaria fenestrata* ja sen variaatiot, *Melosira distans* ja *Synedra nana*. Näytteissä esiintyi melko runsaasti myös karuille vesille tyypillistä sinilevää *Merismopedia tenuissima*a (nyk. *M. warmingiana*) sekä erilaisia mikroleviä.

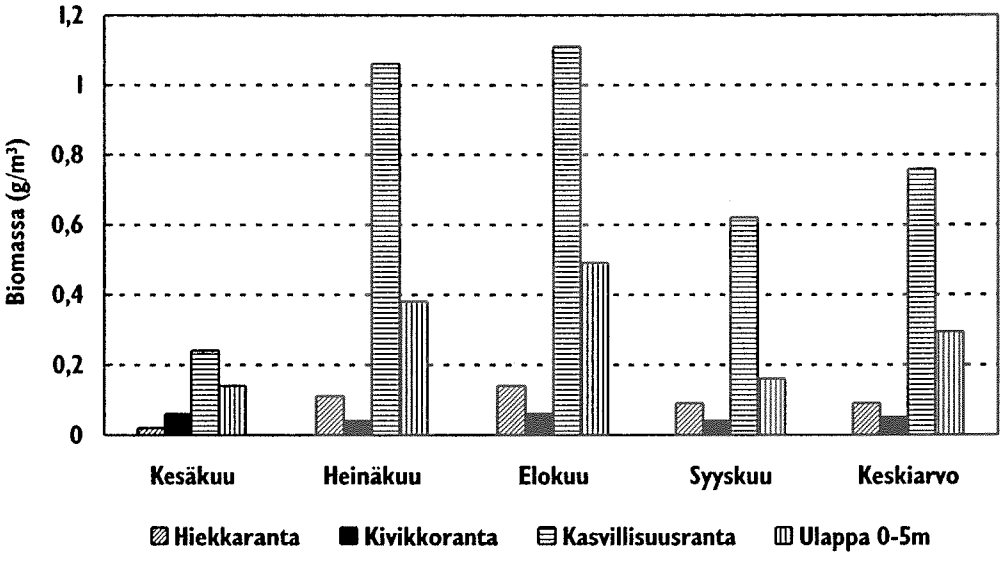
Yli kaksikymmentä vuotta myöhemmin Airaksisen ja Heinosen (1976) Inarijärvellä tekemässä kasviplanktontutkimuksessa tärkeimmät leväryhmät olivat kultalevät ja piilevät, jotka muodostivat yhdessä panssari- ja nielulevien kanssa valtaosan biomassasta. Kasviplanktonin biomassa vaihteli eri havaintopaikoilla 0,06 - 0,34 mg/l ollen keskimäärin 0,21 mg/l, mikä vastaa karulle järvelle ominaista tasoa. Airaksisen ja Heinosen tutkimuksessa valtalajeja olivat edelleen pääasiassa karuille vesille tyypilliset lajit kuten piilevistä *Cyclotella glomerata* ja *Rhizosolenia longiseta*, kultalevistä *Dinobryon divergens*, sinilevistä *Merismopedia tenuissima* sekä erilaiset flagellaatit.

Eläinplankton

Hakkarin ja Selinin (1980) mukaan Inarijärven eläinplanktonlajisto on 1970-luvun loppupuolella muodostunut puhdasta tai viileää vettä suosivista lajeista sekä indifferenteistä eli lajeista, jotka eivät vaadi esiintyäkseen erityisiä olosuhteita. Ulappa-alueen yleisimpiä rataseläinlajeja olivat tuolloin *Conochilus unicornis, Kellicottia longispina, Keratella cochlearis, Polyartha vulgaris* ja *Synchaeta spp.* Vesikirpuista tavallisimpia lajeja olivat *Holopedium gibberum, Daphnia cristata* ja *Bosmina longispina obtusirostris* sekä hankajalkaisista *Cyclops-* ja *Eudiaptomus*-suvun lajit.

Ulappa-alueen eri havaintopaikkojen eläinplanktonbiomassat eivät Myösakään poikenneet toisistaan merkittävästi (Selin ja Hakkari 1982). Kasvillisuusrannoilla eläinplanktonin biomassa oli moninkertainen hiekka- ja kivikkorantoihin verrattuna ja yli kaksinkertainen keskimääräiseen ulappa-alueen pintaveden biomassaan verrattuna (kuva 8). Kasvillisuusrantojen lajisto oli monipuolisempi kuin karummilla rannoilla ja valtaosan sen biomassasta muodostivat suurikokoiset vesikirppulajit kuten *Alonopsis elongata* ja *Polyphemus pediculus*. Inarijärven ulappa-alueen eläinplanktonbiomassa oli noin 30 - 50 % Päijänteen ja Konneveden vastaavista arvoista.

Inarijärven kasvukauden keskimääräinen eläinplanktontuotanto ulappa-alueen havaintopaikoilla vaihteli 210 - 330 kg/ha märkäpainona ollen korkein järven eteläosassa (Munuaissaari). Tuotanto vastasi noin 20 % vastaavalla tavalla arvioidusta Päijänteen eläinplanktontuotannosta. Selin ja Hakkari (1982) arvioivat myös Inarijärven eläinplanktontuotantoon perustuvaa teoreettista kalantuotantokykyä ulappa-alueella, joka oli järven eteläosassa noin 10 - 15 kg/ha ja järven pohjoisosassa (Väylä, Roiro) noin 4 - 6 kg/ha kasvukaudessa. Tämän lisäksi ranta-alueiden eläinplanktontuotanto lisää etenkin kasvillisuusrantojen kalantuotantokykyä.



Kuva 8. *Hiekka-, kivikko- ja kasvillisuusrantojen (0,2 - 1,0 m) sekä keskimääräinen ulappa-alueen pintaveden (0 - 5 m) eläinplanktonin biomassa vuosina 1977 - 1979 (Selin ja Hakkari 1982).*

3.4 Pohjaeläimet

Inarijärven karuus sekä veden alhainen lämpötila vaikuttavat myös järven pohjaeläinlajistoon. Järven syvännealueiden, pääasiassa surviaissääskistä, harvasukasmadoista sekä hernesimpukoista koostuva pohjaeläinlajisto ilmentää järven oligotrofista luonnetta (Palomäki 1988). Karuille vesille tyypillisen hernesimpukan *Pisidium conventus* ja surviaissääsken *Heterotrissocladius subpilosus* laaja esiintyminen lähes koko järven alueella osoittaa järven syvännealueiden happitilanteen olevan hyvän ja syvännealueille satavan orgaanisen aineksen määrän pienen. Vain jokisuualueilla sekä salmipaikoissa, joiden syvänteisiin kerääntyy virtauksien vuoksi enemmän orgaanista ainesta, surviaissääskilajisto koostuu lievästi keskiravinteisuutta (mesotrofia) ilmentävistä lajeista kuten *Stictochironomus rosenschoeldi* ja *Sergentia coracina*.

Pohjaeläinlajimäärä Inarijärven syvännealueilla on verrattain vähäinen ja esimerkiksi syvännealueiden kylmästenotermisin lajisto puuttuu kokonaan (Palomäki 1984). Hyvänä esimerkkinä on surviaissääski *Lauterbornia coracina*, jota ei ole löydetty ollenkaan lajistokartoituksen aikana (Palomäki 1981, Tuiskunen ja Lindeberg 1986). Yhtenä syynä tähän on esitetty ylimmän syvännealueen (20 - 40 m) veden lämpötilan kohoamista syksyllä kylmästenotermeille lajeille sopimattomaksi (yli seitsemän asteiseksi). Järven sijainnin ja jääkauden jälkeisen kehityksen takia myös reliktiäyriäiset puuttuvat Inarijärvestä. Pohjaeläinlajisto pienenee matalilta syvemmille alueille mentäessä. Järven syvimmiltä alueilta yli 90 metrin syvyydestä on löydetty enää vain muutamia pohjaeläinlajeja, jotka kaikki kuuluvat surviaissääskiin: *Procladius* sp., *Hetrotrissocladius subpilosus*, *Paracladopelma nigritula* ja *Tanytarsus* spp (Palomäki 1984).

Kuten syvännealueiden pohjaeläinlajisto myös sen biomassa kuvastaa vähäistä satavan orgaanisen aineksen määrää. Biomassa syvänteissä on pienempi kuin 0,1 g/m^2 (orgaaninen kuivapaino). Biomassaan ja lajistotarkasteluun perustuvan luokituksen mukaan Inarijärvi voidaan lukea yhdeksi Suomen puhtaimmista ja parhaiten hyvinvoivista suurjärvistä (Paasivirta 1984).

Päin vastoin kuin syvännealueilla ranta-alueilla pohjaeläinbiomassa on korkea verrattuna muihin Suomen karuihin järviin. Keskimääräinen biomassa on Palomäen (1994) tutkimusten perusteella ollut 0,5 g/m^2, mikä vastaa Keski-Suomessa sijaitsevan Konneveden rantavyöhykkeen biomassa-arvoja. Todennäköisesti kirkasvetisyytensä ja pitkien kesäpäivien vuoksi perustuotannon edellytykset Inarijärvessä ovat hyvät ja pohjoinen laiduntava pohjaeläinlajisto kykenee hyödyntämään tämän tuotannon hyvin.

Rantavyöhykkeellä elävästä pohjaeläinlajistosta valtaosa koostuu hyönteisistä, erityisesti surviaissääskistä. Kivikkorantojen runsauden vuoksi järvellä elää monilajinen vesiperhos- ja päivänkorentolajisto. Pehmeäpohjaisille rannoille tyypillisten ja kasvillisuudesta riippuvaisten lajien määrä ja massa ovat niukat, mikä johtuu mm. tällaisten habitaattien (elinympäristöjen) vähäisyydestä Inarijärvellä ja toisaalta järven säännöstelyn tämän tyyppisille habitaateille aiheuttamista vaurioista.

Rantavyöhykkeen ylemmällä osalla elää muualla Suomessa esiintymättömiä tai harvinaisia lajeja kuten katkoihin kuuluva *Gammarus lacustris*, lehtijalkaisiin kuuluva *Lepidurus arcticus* sekä surviaissääskiin kuuluvat *Abiskomyia virgo*, *Corynocera ambiqua* ja runsaslajiset *Psectrocladius-*, *Cladotanytarsus-* ja *Tanytarsus*-suvut. Tuottavan ranta-alueen syvemmällä vyöhykkeellä (3 - 10 m) elää runsaslukuinen pohjoisille alueille tyypillinen pohjaeläinlajisto, josta voidaan mainita monet surviaissääsket *Monodiamesa ekmani*, *Protanypus caudatus*, *Heterotrissocladius maari*, *Pagastiella orophila*, *Paracladius quadrinodosus*, *Heterotanytarsus apicalis*, *Paracladopelma nigritula*, *Parakiefferiella nigra* ja *Mesocricotopus thienemanni* (Palomäki 1981).

Biomassaltaan Inarijärven ylimmän rantavyöhykkeen valtaryhmänä ovat harvasukasmadot. Ryhmän keskeisiä edustajia ovat *Lumbriculus variegatus*, *Spirosperma ferox* ja änkyrimadot. Säännöstellyille järville tunnusomainen pohjan pinnalla vilistävä vesikirppulaji *Eurycercus lamellatus* on järvessä erityisen runsaslukuinen. Se on rääpyksen ja vanhempien pohjasiikojen syksyisessä ravinnossa hyvin keskeinen. Vanhemmat pohjasiiat suosivat myös mm. isokokoisia vesiperhostoukkia *Phryganea*- ja *Agrypnia*-lajeja. Nuoret siiat sen sijaan käyttävät ravinnokseen rantavyöhykkeen pohjan pinnalla eläviä surviaissääskien toukkia. Pohjoisten järvien rannoille tyypilliset vesiperhoset, *Limnephilidae*-heimon jäätymistä kestävät lätäkkö- ja rantaviivan lajit ovat valloittaneet rannan ylimmän kivikkovyön.

3.5 Kalasto

Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalasto koostuu pohjoisimman Suomen karuille vesille tyypillisistä lajeista. Luonteenomaista lajistolle on lohensukuisten kalalajien runsaus ja monimuotoisuus sekä särkikalojen puuttuminen mutua lukuunottamatta (Salonen 1992). Inarijärvessä elää kymmenen alkuperäistä, luontaista kalalajia (taulukko 6) (Koli ym. 1995). Näistä siian, taimenen ja nieriän eri muodot on laskettu yhdeksi lajiksi. Luontaisten kalalajien lisäksi järvessä esiintyy nykyään neljä sinne tuotua tai levinnyttä kalalajia ja yksi siikamuoto (taulukko 6).

Taulukko 6. Inarijärven luontaiseen kalastoon kuuluvat lajit tai lajiryhmät (Sarjamo ym. 1989, RKTL Inarin tutkimusasema suullinen tiedoksianto) sekä järveen istutetut tai levinneet kalalajit (Salonen 1992).

Alkuperäiset kalalajit		Istutetut tai levinneet kalalajit	
Siika	*Coregonus* sp.	Muikku	*Coregonus albula* (L.)
Taimen	*Salmo trutta* (L.)	Järvilohi	*Salmo salar m. sebago* (Girard)
Nieriä	*Salvelinus alpinus* (L.)	Harmaanieriä	*Salvelinus namaycush* (Walbaum)
Harjus	*Thymallus thymallus* (L.)	Kirjolohi	*Oncorhynchus mykiss* (ent. Salmo gairdneri)
Ahven	*Perca fluviatilis* (L.)		
Hauki	*Esox lucius* (L.)	Planktonsiika	*Coregonus muksun* (Pallas)
Made	*Lota lota* (L.)		
Kolmipiikki	*Gasterosteus aculeatus* (L.)		
Kymmenpiikki	*Pungitius pungitius* (L.)		
Mutu	*Phoxinus phoxinus* (L.)		

Inarijärven ja sen sivuvesistöjen siikakannat ovat tunnettuja monimuotoisuudestaan. Eri siikamuotoja ovat selvittäneet mm. Järvi (1928), Sergejeff (1963), Toivonen (1966), Palomäki (1981) ja Sarjamo ym. (1989). Tehtyjen selvitysten mukaan Inarijärvessä on esiintynyt kaikkiaan kuusi alkuperäistä siikamuotoa: pohjasiika, karikutusiika, lehtisiika, riika, reeska ja rääpys. Eri siikamuodot on erotettu lähinnä siivilähammasluvun perusteella, mutta kannat eroavat toisistaan myös kasvunopeuden, kutuajan ja -paikan sekä ravinnonkäytön suhteen.

Järven siikamuodoista nykyään selvästi tärkein on pohjasiika (erityisesti sen Ivalojoessa kuteva kanta), joka on muodostanut pääosan siikaistutuksista. Myös reeska- ja rääpyskannat ovat elinvoimaisia; niillä ei juurikaan ole taloudellista merkitystä. Reeska on muikun ohella tärkeä ravintokala petokaloille. Neljänneksi elinvoimaiseksi siikamuodoksi voidaan lukea riika, sillä viime vuosien näyteaineistojen perusteella 20 - 30 % vuotuisesta siikasaaliista koostuu lähinnä riiaksi tulkittavista siioista (Salonen ym. 1996).

Palomäki (1994) on luokitellut jokikutuisen pohjasiian, karikutusiian, lehtisiian ja rääpyksen samaan *Coregonus pidschian* -tyyppiin sekä riian ja reeskan samaan *Coregonus lavaretus* -tyyppiin. Hidaskasvuisia kääpiösiikoja ovat reeska ja rääpys. Siikamuodot risteytyvät helposti keskenään, ja istutusten seurauksena voi muodostua alkuperäisten kantojen välimuotoja.

Toivosen (1966) mukaan Inarijärvessä tavataan kahta eri nieriämuotoa: isonieriää eli rautua ja pikkunieriää eli paltsarautua. Isonieriä kasvaa jopa 8 kg painoiseksi ja sen yleinen kutukoko on 2 - 3 kg. Pikkunieriä ei kasva yleensä 0,5 kg suuremmaksi ja se kutee jo 35 cm ja 0,3 kg kokoisena. Isonieriää ja pikkunieriää tavataan yleisesti myös muissa Paatsjoen vesistöalueen järvissä (Sarjamo ym. 1989).

Myös järvitaimenesta esiintyy Inarijärvessä useita eri kantoja. Sarjamon ym. (1989) mukaan Paatsjoen vesistöalueella tavataan Inarijärvestä jokiin kudulle nousevat Juutuanjoen, Ivalojoen ja Siuttajoen kannat. Näistä kannoista on kantojen säilymisen turvaamiseksi ja istutustoimintaa varten olemassa emokalakannat kalanviljelylaitoksissa. Edellisten lisäksi tavataan Kiellajoen ja Surnujoen taimenkannat, joista Kiellajoen kanta on viljelyssä.

Muikku on Paatsjoen vesistöalueella ainut ei-alkuperäinen kalalaji, joka on kyennyt muodostamaan uusiutuvan kannan. Inarin kalanviljelylaitokselle tuotiin muikun mätiä Sodankylän Kelujärveltä 1950-luvun puolivälissä. Siitä kuoriutunutta muikkua istutettiin Inarin kirkonkylän läheisiin Karipääjärveen ja Ilkiäjärveen. Osa kuoriutuneista poikasista pääsi karkaamaan laitokselta Juutuanjokeen. Vuosina 1964 - 1966 istutettiin Rovaniemen maalaiskunnan Sinettäjärveltä tuotua muikkua Törmäsen Alajärveen, mistä se on levinnyt Ivalojokea pitkin Inarijärveen. Inarijärven lisäksi muikkua on tavattu Ukonjärvestä, Nitsijärvestä (Sarjamo ym. 1989) ja Paatsjoesta (Amundsen 1993).

Muista ei-alkuperäisistä lajeista järvilohta (Pielisjoen kanta) on istutettu Inarijärveen vuodesta 1971 alkaen sekä joihinkin sivuvesiin 1970-luvulta lähtien. Pohjois-Amerikasta peräisin olevaa harmaanieriää istutettiin Inarijärveen ensimmäisen kerran vuonna 1972. Koemielessä harmaanieriää on istutettu myös Inarijärven sivuvesiin 1970- ja 1980-luvuilla, ja istutuksia on jatkettu suurikokoisemmilla istukkailla 1990-luvulla. Kirjolohta on satunnaisesti karannut joiltakin kirjolohta kasvattaneilta viljelijöiltä, mutta Inarijärvestä sitä on saatu hyvin harvoin (Salonen 1992). Planktonsiikaa on istutettu Inarijärveen vuosina 1976 - 1989 ja joihinkin sen sivuvesistöihin 1970- ja 1980-luvuilla (Salonen 1992, Sarjamo ym. 1989).

Ainoa ruokakalaa (kirjolohta) tuottava kalankasvatuslaitos Inarissa on ollut Saamen Lohi Ky (Naajoen könkään kalankasvatuslaitos), joka aloitti toimintansa vuonna 1989. Laitokselta tavattiin vuonna 1992 Atlantin lohelle kohtalokasta *Gyrodactylus salaris* -loista, joten laitoksen desinfioinnin ja tuotannon uudelleen käynnistämisen vuoksi laitos toimi alikapasiteetilla vuosina 1992 - 1993. Laitokselta löydettiin uudelleen *Gyrodactylus salaris*-loista kesällä 1995, minkä johdosta Suomen valtio on 12.12.1995 tehdyllä kauppakirjalla ostanut laitoksen, ja sen toiminta on lopetettu ja maa-altaat täytetty vuoden 1996 aikana. Pohjois-Suomen vesioikeuden päätös laitoksen toiminnan lopettamisesta on annettu 6.9.1996 (Puro ja Maunuvaara 1997).

4 Vedenkorkeuden säännöstely

Erkki Järvinen[1], Seppo Hellsten[2], Mika Marttunen[1]

[1] Suomen ympäristökeskus
[2] VTT Yhdyskuntatekniikka

4.1 Säännöstelyn historia

Tammikuussa 1942 kauppa- ja teollisuusministeriö (KTM) pyysi kulkulaitosten ja yleisten töiden ministeriötä ryhtymään kiireellisiin toimenpiteisiin Petsamon Nikkeli Oy:n toiminnalle tärkeän Inarijärven säännöstelyn aikaansaamiseksi. Valtioneuvosto katsoikin tarpeelliseksi määrätä 30.7.1942 päivätyllä kirjeellä, että Inarijärven säännöstelyhanke on kiireellisenä jätettävä vesistötoimikunnan käsiteltäväksi. Koska valtion ja Petsamon Nikkeli Oy:n välisessä sopimuksessa säännöstelyluvan hakeminen oli jätetty yhtiön tehtäväksi, jätti Petsamon Nikkeli Oy elokuun 29. päivänä 1942 vesistötoimikunnalle anomuksen, jossa se pyysi Suomen valtiolle oikeutta Inarin säännöstelyyn. Samalla yhtiö pyysi väliaikaista oikeutta ryhtyä heti hankkeen toteuttamiseen.

Vesistötoimikunta myönsi 18.7.1944 Suomen valtiolle väliaikaisen luvan Inarijärven säännöstelemiseen erikseen mainittuja ohjeita noudattaen. Päätöksen mukaan säännöstelyn yläraja oli N_{hanke} + 119,50 m ja alaraja N_{hanke} + 117,30 m ja vettä oli pääsääntöisesti pyrittävä juoksuttamaan 152 m³/s. Niskakosken padon rakentamiseen oli kuitenkin ryhdytty jo maaliskuussa 1941 rakentamalla Paatsjokeen työpato. Varsinainen Niskakosken säännöstelypato valmistui maaliskuussa 1942, jolloin myös Inarijärven säännöstely aloitettiin. Tämä ilman vesioikeuslain edellyttämää lupaa aloitettu säännöstely ei kuitenkaan ollut valtioneuvoston eikä tie- ja vesirakennushallituksenkaan (TVH) tiedossa säännöstelykysymystä käsiteltäessä vuosina 1942 - 1944.

Niskakosken pato ja Jäniskosken voimalaitos tuhoutuivat syksyllä 1944 sotatoimien yhteydessä, joten Inarijärven säännöstely keskeytyi ja vedenpinta aleni jopa luonnonmukaisten vedenkorkeuksien alapuolelle, koska järven luusuaa oli syvennetty pato- ja voimalaitostöiden yhteydessä.

Vaikka Inarin säännöstely em. syistä päättyikin, samoin kuin Petsamon Nikkeli Oy:n toiminta, esitti kauppa- ja teollisuusministeriö kirjelmässään 3.7.1945, että Inarin säännöstelyhanke tutkittaisiin loppuun asti siltä varalta, että sen toteuttaminen tulisi uudelleen kysymykseen. Myös tie- ja vesirakennushallitus esitti asiasta kuultuna, että laaja katselmustoimitus saatettaisiin loppuun ja Suomen valtiolle hankittaisiin alkuperäisen suunnitelman ja hakemuksen mukainen lupa Inarijärven säännöstelemiseksi.

Kun Suomen valtion ja silloisen Neuvostoliiton (SNTL) kesken sittemmin sovittiin Paatsjoen Jäniskosken vesivoiman vuokraamisesta SNTL:n Värillisen metallurgian kansankomissariaatin nikkeliyhtymälle, "Petschengan Nikkelille", ja mainittuun vuokraamiseen liitettiin erikseen tehtävästä sopimuksesta myös Inarijärven säännöstelykysymys, määräsi valtioneuvosto KTM:n esittelystä, että Inarijärven säännöstelyhankkeen toteuttamisesta vesistötoimikunnassa vireillä oleva

lupa-asia on saatettava loppuun 30.7.1942 tehdyn päätöksen mukaisesti. TVH:n tuli toimia luvan hakijana ja säännöstelylupa tuli siirtää välittömästi luvan saamisen jälkeen Suomen valtiolta SNTL:n Petschengan Nikkelin toteutettavaksi vesistötoimikunnan päätöksen ja niiden sopimusten mukaisesti kuin asiasta oli Suomen valtion ja SNTL:n kesken erityisesti tehty tai tultaisiin tekemään. TVH pyysikin 1.6.1946 päivätyllä kirjelmällään vesistötoimikunnalta valtiolle lupaa Inarijärven säännöstelemiseksi.

Kesäkuun 7. päivänä 1946 vesistötoimikunta myönsi Inarijärven säännöstelyluvan ja 24.4.1947 tehtiin Suomen ja SNTL:n hallitusten kesken sopimus Inarin säännöstelemisestä Niskakosken padon avulla. Merkittävin muutos vuonna 1944 myönnettyyn väliaikaiseen lupaan nähden oli se, että alaraja oli alennettu korkeuteen N_{hanke} + 117,14 m. Säännöstely alkoi uudelleen maaliskuussa 1948.

Vuoden 1946 lupaehdoissa edellytettiin mm., että vettä on mahdollisuuksien mukaan jatkuvasti juoksutettava tasaisesti 152 m^3/s. Koska kyseisen lupaehdon noudattaminen oli käytännössä vaikeaa ja sitä pidettiin epäedullisena rantamaille ja voimalaitoksille, anoi TVH 5.9.1953 päivätyllä kirjelmällään lupaehtojen muuttamista näiltä osin. Vesistötoimikunnan päätöksellä lupaehtoja muutettiinkin 10.12.1953.

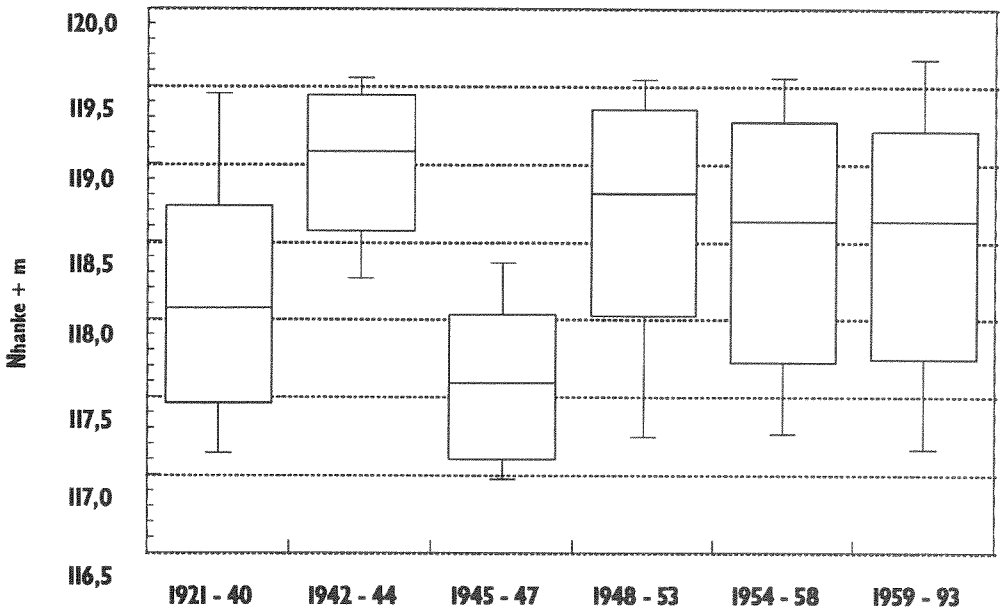
Norjan hallitus oli esittänyt syyskuussa 1955 käydyissä neuvotteluissa toivomuksen Inarijärven voimassaolevan säännöstelyn muuttamisesta. Neuvottelujen tuloksena allekirjoitettiin Suomen, Norjan ja SNTL:n välinen pöytäkirja, jossa sovittiin Inarijärven säännöstelyä koskevista uusista ohjeista. Kun lisäksi SNTL oli ilmoittanut rakentavansa vesivoimalaitoksen noin kuusi kilometriä Niskakoskesta alavirtaan sijaitsevaan Kaitakoskeen ja purkavansa sen valmistuttua Niskakosken padon, haki TVH jälleen lupamuutosta 31.5.1957 päivätyllä kirjelmällään. Vesistötoimikunta antoi asiasta myönteisen päätöksen 27.1.1958. Päätös tuli kuitenkin voimaan vasta 29.4.1959 tehtäessä sopimus Suomen, Norjan ja SNTL:n hallitusten kesken Inarijärven säännöstelemisestä Kaitakosken voimalaitoksen ja padon avulla.

4.2 Vedenkorkeuden vaihtelu luonnontilaisena ja säännösteltynä

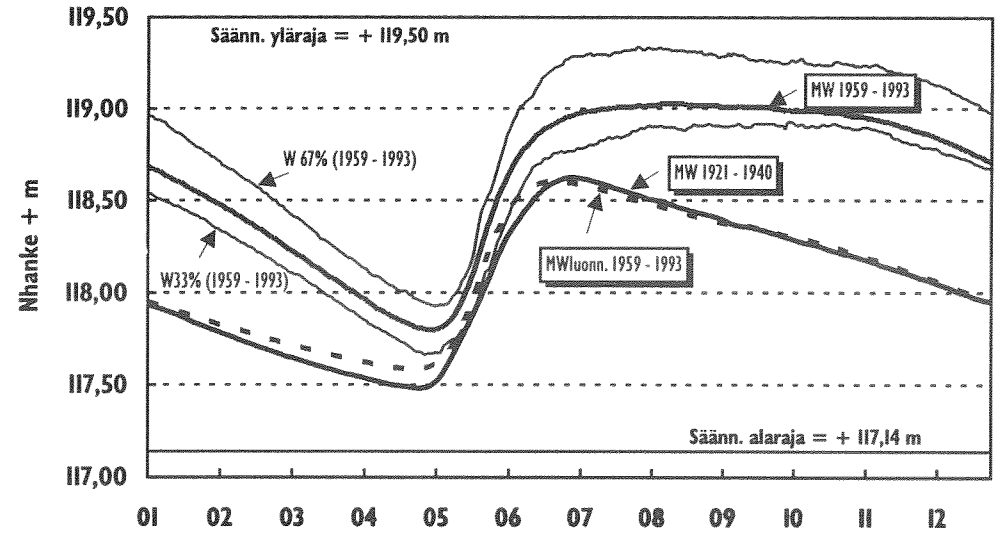
Inarijärven vedenkorkeuksien säännöllinen seuranta alkoi vuonna 1921. Vedenkorkeuksien vaihtelun tarkastelu on jaettu seuraaviin tarkastelujaksoihin:

- luonnontilainen jakso	1921 - 1940	(20 v)
- sodanaikainen luvaton säännöstely	1941 - 1944	(4 v)
- säännöstelemätön jakso	1945 - 1947	(3 v)
- Suomen ja Neuvostoliiton välisen valtiosopimuksen mukainen I säännöstelyjakso	1948 - 1953	(6 v)
- Suomen ja Neuvostoliiton välisen valtiosopimuksen mukainen II säännöstelyjakso	1954 - 1958	(5 v)
- Suomen, Neuvostoliiton ja Norjan välisen valtiosopimuksen mukainen säännöstely	1959 -	> 35 v

Vuosijaksojen 1948 - 1953, 1954 - 1958 ja 1959 - 1993 aikaisia säännöstelyn vaikutuksia Inarijärven vedenkorkeuksiin on selvitetty vertaamalla havaittuja vedenkorkeuksia palautuslaskelmin vastaaville vuosille määritettyihin luonnonmukaisiin vedenkorkeuksiin. Kuvassa 9 on esitetty vedenkorkeuden tunnusomaisia tilastoarvoja eri vuosijaksoilta ja kuvassa 10 vedenkorkeuksien keskimääräinen vuodenaikaisvaihtelu eri vuosijaksoilla.



Kuva 9. *Inarijärven keskivedenkorkeudet (tolpan keskiviiva, MW), keskiyliveden korkeudet (tolpan yläosa, MHW), keskialivedenkorkeudet (tolpan alaosa, MNW), ylivesi (yläsakara, HW) ja alivesi (alasakara, NW) eri vuosijaksoilla.*



Kuva 10. *Inarijärven keskivedenkorkeudet (MW) vuosijaksoilla 1921 - 1940 ja 1959 - 1993 sekä jakson 1959 - 1993 normaalivyöhykkeen (33 %, 67 %) rajat.*

Luonnontilaisena (1921 - 1940) Inarijärven vedenpinta aleni normaalisti heinäkuun alusta seuraavan vuoden huhtikuun loppuun asti ja alenemisen suuruus eli vuotuinen vaihteluväli oli noin 1,25 m. Avovesikauden (4.6. - 31.10.) aikainen alenema oli keskimäärin noin 40 cm. Keskivedenkorkeus luonnontilaisena oli N_{hanke} + 118,07 m.

Inarijärven säännöstely alkoi maaliskuussa 1941, jolloin käynnistyivät Niskakosken padon rakentamistyöt. Vedenkorkeudet eivät kuitenkaan poikenneet oleellisesti luonnonmukaisista vedenkorkeuksista ennen kuin syyskuun 1941 loppupuolella, jolloin vedenpinta alkoi nousta. Niskakosken padon valmistuttua maaliskuussa 1942 Inarijärven vedenpinta oli jo noussut ajankohdan keskimääräiseen

(1921 - 1940) verrattuna noin metrin. Kun säännöstelypato tuhoutui Lapin sotatoimien yhteydessä syksyllä 1944, päättyi Inarijärven ensimmäinen säännöstelyvaihe. Tämän säännöstelyjakson aikana keskivedenkorkeus nousi noin metrillä ollen noin N_{hanke} + 119,00 - 119,10 m ja vedenpinnan vaihteluväli pieneni luonnontilaiseen verrattuna 35 cm.

Säännöstelypadon tuhoutumisen (1944) seurauksena vedenpinta aleni noin 1,50 m ja sen vaihtelu alkoi noudattaa luonnonmukaista vuosirytmiä. Luonnontilaiseen jaksoon verrattuna keskivedenkorkeus aleni kuitenkin noin 50 cm ja vaihteluväli pysyi edelleen 30 cm luonnontilaista pienempänä. Tämän uuden "säännöstelemättömän" jakson (1945 - 1947) aikana ylin vedenkorkeus jäi jopa sitä edeltäneen säännöstelyjakson keskialivedenkorkeutta pienemmäksi. Melko lyhyessä ajassa Inarijärven vedenpinta aleni lähes 2,5 m. Vedenpinta pysytteli noin kolmen vuoden ajan korkeudella, jossa se luonnontilaisena oli ollut vain kuivimpina aikoina.

Säännöstely alkoi uudelleen Niskakosken padon korjaamisen jälkeen maaliskuussa 1948. Säännöstelyn ylärajana oli N_{hanke} + 119,50 m ja alarajana N_{hanke} + 117,14 m. Säännöstelyn lupaehtoja muutettiin vuosina 1953 ja 1958, mutta muutokset koskivat lähinnä kevään tavoitteellista vedenkorkeusalennusta sekä juoksutusmääriä ylä- ja alarajojen pysyessä ennallaan.

Vuosina 1948 - 1953 vedenkorkeus oli keskimäärin 65 cm ylempänä kuin mitä se olisi ollut ilman säännöstelyä. Ylimmät vedenkorkeudet nousivat luonnonmukaiseen tilanteeseen verrattuna noin 50 cm ja alimmat vedenkorkeudet 40 cm. Vedenkorkeuden vuotuinen vaihteluväli kasvoi säännöstelyn johdosta vain noin 15 cm. Sen sijaan syksyn ja loppuvuoden vedenkorkeudet nousivat 70 - 80 cm:llä.

Vuosien 1954 - 1958 ja 1959 - 1993 säännöstelykäytännöt eivät ole poikenneet toisistaan siinä määrin, että vedenkorkeuksissa olisi havaittavissa olennaisia eroja. Vedenpinta on ollut keskimäärin noin 55 cm luonnonmukaista ylempänä. Ylimmät vedenkorkeudet ovat nousseet luonnonmukaiseen verrattuna keskimäärin 50 cm ja alimmat vedenkorkeudet 20 cm. Vedenkorkeuden vaihteluväli on ollut keskimäärin vain 1,45 metriä, joten se on jäänyt noin 90 cm luvanmukaista teoreettista säännöstelyväliä (2,36 m) pienemmäksi. Vuosien 1921 - 1940 luonnontilaiseen vaihteluväliin verrattuna ero on vain 20 cm.

Vaikka Inarijärven säännöstelyluvan mukainen alaraja on N_{hanke} + 117,14 m, on alin vedenkorkeus ollut käytännössä koko sodan jälkeisen säännöstelyajan keskimäärin 60 cm alarajan yläpuolella ja 20 cm luonnonmukaista ylempänä.

Vaikka säännöstely on muuttanut Inarijärven vedenkorkeuden keskimääräisiä arvoja ja vaihteluväliä melko vähän, on se kuitenkin vaikuttanut avovesikauden aikaisen vedenpinnan vaihteluun merkittävästi. Luonnonmukaisena vedenpinta olisi alentunut kevään tulvahuipusta syksyyn mennessä 40 cm. Säännösteltynä vedenpinnan aleneminen vastaavana aikana on ollut lähes olematon (kuva 10).

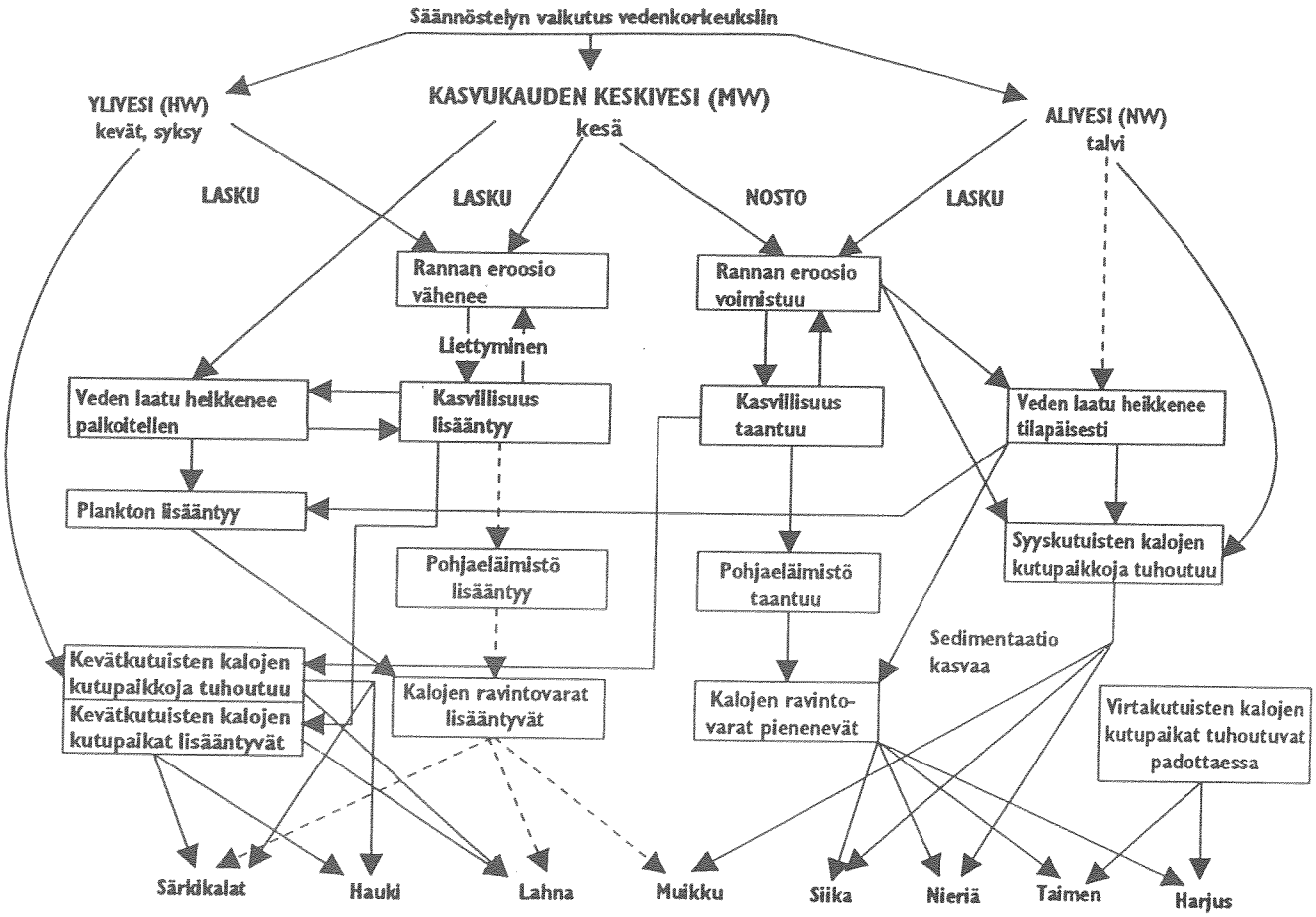
4.3 Säännöstelyn vaikutukset

4.3.1 Järvisäännöstelyn vesistövaikutuksista

Tietämys järvisäännöstelyn vaikutuksista on viimeisen kymmenen vuoden aikana lisääntynyt huomattavasti. Tähän ovat vaikuttaneet erityisesti vuosina 1984 - 1988 VTT:n rakennuslaboratorion, vesi- ja ympäristöhallituksen sekä Oulun yliopiston yhteistyönä toteutettu laaja järvisäännöstelyn vesistövaikutuksia koskeva tutkimushanke (ECOREGU). Siinä kehitettiin ns. ekologisen säännöstelyn peri-

aate, jota voidaan käyttää hyväksi kehitettäessä säännöstelyjä ja arvioitaessa säännöstelyn vaikutuksia järven rantavyöhykkeeseen (Alasaarela ym. 1989). Lisäksi vesi- ja ympäristöhallinnon ja voimayhtiöiden yhteistyönä toteutetuissa laajoissa säännöstelyjen kehittämisselvityksissä Iijoen vesistössä (1988 - 1989), Oulujoen vesistössä (1989 - 1992) ja Päijänteellä (Hellsten 1991, Kaatra ja Marttunen 1993, Marttunen 1996) on kehitetty ja sovellettu vaikutusten arviointimenetelmiä.

Järven vedenpinnan säännöstelyn vaikutukset vesiekosysteemiin ja vesistön käyttöön muodostavat monimutkaisen syy- ja seuraussuhteiden verkon (kuva 11). Vaikutukset kohdistuvat erityisesti rantavyöhykkeen eliöyhteisöihin, esimerkiksi vesikasvillisuuteen, rantaeläinplanktoniin ja pohjaeläimiin. Vaikutukset voivat olla suoria tai epäsuoria. Ne ovat seurausta sekä muuttuneesta vedenpinnan korkeudesta että vedenkorkeuden vaihtelun vuotuisesta rytmistä.



Kuva 11. Vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutukset järviekosysteemissä (Hellsten 1983).

Säännöstelyllä voidaan nostaa tai laskea keskimääräisiä vedenkorkeuksia. Vedenpinnan nosto kiihdyttää eroosioprosesseja ja prosessit siirtyvät uudelle tasolle. Rannan kulumis-, kulkeutumis- ja kerrostumisprosessit kuuluvat rantavyöhykkeen luontaiseen rytmiin. Prosessien vakiintuminen ja rantavyöhykkeen stabiloituminen kestää kuitenkin useita kymmeniä, jopa satoja vuosia (Hellsten, 1983). Veden nousu maa-alueelle aiheuttaa myös orgaanisen aineksen ja ravinteiden määrän kohoamista vedessä, mikä voi jopa lisätä ulappa-alueen perustuotantoa. Tämä ns. positiivinen patoamisefekti kestää muutaman vuoden, minkä jälkeen tuotanto yleensä laskee erityisesti rantavyöhykkeellä.

Vedenpinnan nosto vaikuttaa rantavyöhykkeen kasvillisuuteen nopeasti; liian syvälle jäävä kasvillisuus taantuu lähinnä vähentyneen valon määrän vuoksi. Lisääntynyt eroosio joko repii kasvillisuuden irti tai osa kasveista tukahtuu irtautuvan sedimentin alle. Yleisesti ottaen rannan ilmaversoisvyöhyke harvenee tai häviää kokonaan ja sen tilalle tulee usein eroosiota hyvin kestävää pienikokoista pohjalehtiskasvillisuutta.

Säännöstelyyn miltei aina liittyvä vedenpinnan talviaikainen lasku saa aikaan jääpeitteen painumisen pohjaa vasten, jolloin pohjasedimentti osin jäätyy, osin puristuu kasaan. Eliöyhteisötasolla vaikutukset riippuvat vedenpinnan laskun ajankohdasta ja veden kirkkaudesta, joka usein määrää vesikasvien esiintymisen alarajan. Tummavetisissä vesistöissä voi suurikokoinen pohjalehtiskasvillisuus hävitä kokonaan, jos jäätyvän pohjan alue ulottuu valaistun vyöhykkeen alapuolelle. Avovesikauden aikainen vedenpinnan lasku ja siihen usein liittyvä kevättulvan aleneminen ja ajankohdan myöhentyminen sen sijaan saavat aikaan kasvipeitteen tihentymisen etenkin suojaisilla matalilla rannoilla.

Säännöstely voi vaikuttaa rantaeläinplanktonin määrään varsinkin keväällä jäiden lähdettyä. Suorat vaikutukset voivat olla seurausta talven aikana tapahtuvan vedenpinnan laskun vaikutuksista eläinplanktonin lepomunien talvikuolleisuuteen ja toisaalta muutoksista eläinplanktonille tarjolla olevien suotuisten elinympäristöjen määrässä keväällä. Epäsuorat vaikutukset ovat seurausta esimerkiksi rantavyöhykkeen laadussa, muodossa ja kasvillisuudessa tapahtuneista muutoksista. Lisäksi säännöstelyllä voi olla vaikutusta rantasulan muodostumiseen. Voimakkaasti säännöstellyissä järvissä sen osan rantavyöhykkeestä, jossa jäät makaavat pohjaa vasten, on havaittu sulavan myöhemmin kuin luonnontilaisissa järvissä. Ulapan eläinplanktoniin säännöstelyn ei ole todettu vaikuttaneen. Pohjaeläimistöön säännöstely voi vaikuttaa suoraan tai epäsuoraan; epäsuorat vaikutukset ovat seurausta muutoksista habitaattien määrässä ja laadussa.

Kalakantojen tilaa säätelevät kalojen lisääntyminen, kuolevuus ja kalojen kasvu. Näihin vaikuttavat monet eri tekijät, joista useaan säännöstely voi vaikuttaa. Suoria vaikutuksia ovat esimerkiksi talvisen vedenpinnan laskun vaikutus mädin kuolleisuuteen. Vedenkorkeus ja sen vaihtelu vaikuttaa myös kutu- ja poikasalueiden määrään ja laatuun. Epäsuorat vaikutukset kalakantoihin ovat seurausta pohjan, kasvillisuuden, eläinplanktonin ja pohjaeläinten laadussa sekä määrässä tapahtuneista muutoksista. Kalanpoikasten elossasäilymisen kannalta on tärkeää, että oikeankokoista eläinplanktonia on riittävästi tarjolla kalojen aloittaessa ulkoista ravinnonottoaan. Jos säännöstely alentaa rantaeläinplanktonin määrää keväällä, voi se lisätä ravintokilpailua ja poikasten alttiutta saalistukselle.

Kalojen kasvu riippuu käytettävissä olevien ravintovarojen määrästä ja laadusta. Poikasvaiheessa useimmat lajit käyttävät ravintonaan eläinplanktonia. Myöhemmin osa kaloista siirtyy pohjaeläinravintoon ja osa kalaravintoon. Muutokset pohjaeläinlajistossa voivat olla kalojen ravintotilanteen kannalta määrässä tapahtuneita muutoksia merkityksellisimpiä. Säännöstely voi vaikuttaa myös kalalajien välisiin runsaussuhteisiin ja siten vaikuttaa lajien väliseen kilpailuun ja saalistukseen. Myös kalastusolosuhteiden muutoksilla voi olla vaikutusta kalastukseen ja edelleen kalastoon.

4.3.2 Aikaisemmat tutkimukset Inarijärven säännöstelyn vaikutuksista

Rantavyöhyke ja sen kasvillisuus

Tiedot Inarijärven säännöstelyn vaikutuksista rantavyöhykkeeseen ovat hyvin vähäisiä, vaikka hajanaisia tietoja on julkaistu eri raporttien yhteydessä. Nenosen (1972) pohjaeläintutkimuksessa oli rantavyöhykettä kuvaavien mainintojen lisäksi yli viiteenkymmeneen profiiliin perustuva rantavyöhykkeen tyypittely erillisenä liitteenä. Rantavyöhykettä ovat lisäksi tarkastelleet Nenonen ja Saarenketo (1972), Honkasalo ja Hiisivuori (1977) ja Palomäki (1981).

Kesäaikaisen vedenkorkeuden selvää nousua lukuunottamatta säännöstelyn aiheuttamat keskimääräiset muutokset Inarijärven vedenkorkeuksissa ovat olleet suhteellisen vähäisiä. Vedenpinnan nosto sai säännöstelyn alussa aikaan alavien tulvaniittyjen ja rantametsien jäämisen osittain vedenpinnan alapuolelle, jolloin suuria määriä oksia sekä muuta irtainta eloperäistä ainesta huuhtoutui vesistöön (esim. Nenonen 1972, Sergejeff 1990). Kuluminen ilmeni erityisen voimakkaana avoimilla hiekkarannoilla, joiden sortuminen aiheutti rantapuuston kaatumisen sekä jyrkän eroosiotörmän muodostumisen. Näillä rannoilla kuluminen oli säännöstelyn ensimmäisinä vuosikymmeninä hyvin voimakasta, mutta nykyään sitä tapahtuu enää vain kaikkein avoimimmilla rannoilla.

Hiekkarantoja on Inarijärvellä vähän lähinnä harjujaksojen ja Ivalojoen suiston alueilla. Suurin osa rannoista on moreeniin tai kallioon muodostuneita jyrkkiä kivikkorantoja, jotka kestivät vedenpinnan noston hyvin (taulukko 7). Koviltakin rannoilta ovat kuitenkin sekä eloperäiset että hienojakoiset kivennäisainekset huuhtoutuneet pois jättäen jäljelle karun rantakivikon. Rantavyöhykkeen kivipanssari onkin hyvin kestävä kaikkea eroosiota vastaan. Suojaisissa matalissa lahdenpohjukoissa säännöstelyllä on ollut kaikkein voimakkain vaikutus, koska vedenkorkeuden vaihtelun alaiset pinta-alat ovat laajoja (Nenonen 1972).

Taulukko 7. Inarijärven rantatyyppien osuudet rantaviivasta (%) ja kaltevuudet (%) Nenosen (1972) aineistosta laskettuna. Tutkimus on painottunut järven eteläosiin, joten hiekkarantojen osuus on keskimääräistä suurempi.

Rantatyyppi	Osuus rantaviivasta	Kaltevuus
Avoimet kivikkorannat	60 %	11,4 %
Avoimet hiekkarannat	24 %	9,9 %
Suojaiset hiekkarannat	16 %	4,1 %

Muutokset vedenpinnan vaihtelun vuosirytmissä ovat olleet merkittäviä myös rantavyöhykkeen eliöyhteisöjen kannalta (Nenonen ja Saarenketo 1972). Määräytyyhän sekä rantavyöhykkeen kasviston että eläimistön vyöhykkeisyys juuri vedenkorkeuden rytmiikan perusteella. Talvinen vedenkorkeuden lasku karuunnuttaa myös omalta osaltaan rantavyöhykettä, vaikka ero luonnontilaiseen on vain muutama kymmenen senttiä. Jää laskeutuu kuitenkin suurelta osin vanhan rantakivikon päälle, jolloin myös jään halkeileminen ja sitä seuraava roudan tunkeutuminen maaperään on todennäköistä. Routiminen lisää eroosiota, joka ilmenee esimerkiksi rantakivien halkeilemisena ja liikkumisena. Ero luonnontilaiseen on kuitenkin sangen vähäinen. Keväällä vedenpinta on pitkään luonnontilaista alempana, jolloin sulamisvedet karuunnuttavat rantaa huuhtelemalla orgaanisen aineksen syvemmälle (Nenonen 1972).

Rantavyöhykkeen kasvillisuudessa säännöstelyn vaikutukset näkyvät parhaiten ylimmällä rantavyöhykkeellä, jossa sarat ovat vallitseva kasviryhmä. Valtaosa aikaisemmasta sarakasvillisuudesta onkin säännöstelyn seurauksena hävinnyt (Sergejeff, 1990). Syvemmällä varsinaisen vesikasvillisuuden joukossa vaikutukset ovat huomattavasti vähäisempiä, vaikka luonnollisesti kesäveden pinnassa tapahtunut nousu siirsi kasvillisuuden vyöhykkeisyyttä ylöspäin. Tuottava valaistu vyöhyke on Inarijärvellä kuitenkin hyvin laaja, mikä omalta osaltaan lieventää säännöstelyn vaikutuksia varsinaiseen vesikasvillisuuteen. Esimerkiksi jäätymiselle arka tummalahnanruoho (*Isoetes lacustris*) ei hävinnyt Inarijärven rantavyöhykkeeltä (Nenonen, suull. ilm.). Hiekkaisilla rannoilla eroosion myötä lisääntynyt pohjan epävakaus on aiheuttanut kuitenkin lahnanruohojen katoamisen (Honkasalo ja Hiisivuori 1977). Avoimilla rannoilla luontaisestikin niukka kasvillisuus on säännöstelyn myötä suurelta osin hävinnyt (esim. Palomäki 1981).

Rantavyöhykkeen pohjaeläimet

Kasvillisuuden lisäksi rantavyöhykkeen pohjaeläimistö kärsii veden korkeuden säännöstelystä (esim. Tikkanen ym. 1989). Inarijärven rantavyöhykkeellä tapahtuneita lajistomuutoksia on kuvattu lukuisissa pohjaeläinselvityksissä (Toivonen 1966, Nenonen 1972, Tuunainen ym. 1979, Honkasalo ja Hiisivuori 1977, Palomäki 1981), joissa kaikissa pohjaeläinten määrän on todettu vähentyneen vertailujärviin nähden.

Toivosen (1966) mukaan vähenemä on ollut säännöstelyvyöhykkeessä (0 - 2 m) jopa 45 % verrattuna Muddus- ja Nitsijärveen. Nenonen (1972) on arvioinut suurikokoisten pohjaeläinten (isot hyönteistoukat, katka) vähentyneen ylimmältä vyöhykkeeltä jopa 60 %, kun taas pienten kotiloiden ja hernesimpukoiden vähenemä on ollut noin 40 %. Surviaissääsken toukkien osuus on sen sijaan Nenosen (1972) mukaan noussut. Honkasalo ja Hiisivuori (1977) ovat havainneet tutkimuksissaan, että kaloille tärkeiden pohjaeläinlajien osuus pohjaeläimistössä on hyvin vähäinen. Sen sijaan sääskitoukkien, harvasukamatojen ja vesipunkkien osuus pohjaeläinten kokonaisyksilömääristä on Inarijärvellä suurempi kuin tutkimuksen vertailujärvissä, Nitsi- ja Muddusjärvissä. Tuunainen ym. (1979) on maininnut järvien pohjaeläintuotannon köyhtyneen noin kolmanneksella luonnontilaisesta. Muddusjärvellä ja Inarijärvellä tehtyjen pohjaeläintutkimusten vertailukelpoisuutta on arvioitu luvussa 8.4.

Rantavyöhykkeen eläinplakton

Rantavyöhykkeen eläinplanktonin esiintymistä eri habitaateilla on tutkittu laajahkon eläinplanktontutkimuksen yhteydessä 1970-luvun lopulla (Hakkari ja Selin 1980, Selin ja Hakkari 1982). Eläinplanktonin elinalueet ovat Inarijärvellä pienentyneet keväällä tulvan leikkautumisen ja myöhästymisen takia. Selin ja Hakkari (1982) ovat havainneet eläinplanktonin biomassan olevan rantasaraikoissa moninkertaisen verrattuna avoimiin rantoihin (kuva 8).

Kalasto

Säännöstelyn vaikutuksista Inarijärven kalastoon on tehty useita selvityksiä 1960- ja 1970-luvuilla. Tulokset perustuvat pääasiassa Inarin ja samankaltaisten vesistöjen vertailuun. Vertailuvesistöissä olosuhteet eivät ole täysin samanlaiset kuin Inarijärvessä, mikä on otettava huomioon johtopäätöksiä tehtäessä. Esimerkiksi lämpöolosuhteissa, pohjan laadussa, kasvillisuudessa, kalastossa ja kalastuksessa on eroja, jotka voivat selittää osan havaituista eroista. Seuraavassa on lyhyesti esitetty keskeisimmät selvityksissä saadut tulokset.

Säännöstelyn on arvioitu heikentäneen syksyllä matalaan kutevien järvikutuisten siikojen ja nieriöiden lisääntymistä. Talviaikainen vedenpinnan aleneminen on säännöstellyssä tilanteessa kasvanut noin puoli metriä ja se on voinut lisätä mädin kuolleisuutta. Tästä ei kuitenkaan ole yksityiskohtaisia selvityksiä. Toivonen (1966) on katsonut säännöstelyn haittaavan ns. pikkunieriän ja riikasiian lisääntymistä ja tällä tavoin vaikuttaneen tämän siikamuodon jyrkkään alenemiseen 1950-luvun alusta lähtien.

Järvitaimenen vaelluspoikasten ravintona tärkeä kymmenpiikin kanta on Inarijärvessä todettu heikommaksi kuin vertailujärvenä käytetyssä säännöstelemättömässä Muddusjärvessä (Kainulainen-Immonen 1980). Kymmenpiikin populaatiotiheys oli 1970-luvun lopussa tehdyssä tutkimuksessa Inarijärvessä pienempi, loisittujen kalojen määrä suurempi, pesuekoko pienempi ja koiraiden lisääntymispanos suurempi kuin vertailujärvessä. Kainulainen-Immonen (1980) on todennut, että nämä erot ovat ilmeisesti seurausta säännöstelyn vaikutuksista kymmenpiikin pesinnän kannalta tärkeisiin vesikasveihin sekä ravintoeläimiin.

Säännöstelyn vaikutuksia kalojen ravintovaroihin, eläinplanktoniin ja pohjaeläimiin on selvitetty 1960- ja 1970-luvuilla. Säännöstelyn vaikutuksista pohjaeläimistöön on tehty useita selvityksiä (Toivonen 1966, Nenonen 1972, Tuunainen ym. 1979, Honkasalo ja Hiisivuori 1977, Palomäki 1981). Niiden tuloksia on kuvattu edellisissä kappaleissa. Tulosten perusteella säännöstely on pienentänyt erityisesti kalojen ravintona tärkeiden isokokoisten pohjaeläinlajien lukumääriä. Toisaalta Palomäki (1981) havaitsi, että kalastuksen kannalta tärkeän Inarin pohjasiian ravintolajit esiintyivät kesällä 1977 koko rantavyöhykkeellä, ja että tuolloin ei siioilla todennäköisesti ollut puutetta ravinnosta.

Säännöstelyn on arveltu vaikuttaneen myös Inarijärven eläinplanktontuotantoa alentavasti ja siten heikentäneen myös eläinplanktonia ravintonaan käyttävien kalojen, mm. riikasiian ja kymmenpiikin elinolosuhteita. Toisaalta Inarilla v. 1977 - 1979 suoritettujen eläinplanktontutkimusten tuloksissa todetut suuret saalistaja- ja äyriäismäärät viittaavat siihen, että osa ulappa-alueen eläinplanktontuotannosta olisi tuolloin jäänyt seuraavalta tuotantotasolta käyttämättä (Hakkari ja Selin 1980).

Aikaisemmissa selvityksissä säännöstelyn on arvioitu vaikuttaneen voimakkaimmin siika-, nieriä- ja taimenkantoihin sekä kymmenpiikkiin. Säännöstelyn nykyiset vaikutukset kalakantoihin poikkeavat siitä, mitä ne olivat säännöstelyn alkuvuosina. Tämä johtuu siitä, että rantavyöhykkeessä, kalastossa, kalastuksessa ja säännöstelyssä on tapahtunut huomattavia muutoksia säännöstelyn aikana. Kalastuksen voimakkuus ja kalaston koostumus vaikuttavat siihen, kuinka voimakkaasti esimerkiksi rantaeläinplanktonissa ja pohjaeläimistössä tapahtuneet muutokset heijastuvat kalakantoihin. Kalastossa ja kalastuksessa säännöstelyn aikana tapahtuneita muutoksia on kuvattu luvussa 5. Säännöstelyn kalataloudellisten haittojen kompensoimiseksi tehtävien mittavien kalanistutusten vaikutuksia kalayhteisöön on arvioitu luvussa 9. Säännöstelyn nykyisistä vaikutuksista kalakantoihin on esitetty arvio luvussa 10.

4.4 Inarijärven ja Ivalojoen rantavyörymät

Inarijärven säännöstelyn vaikutuspiirissä on rantaviivaa Inarijärvellä ja Ivalojoella yhteensä 3 347 km. Vyörymäalttiiden rantojen pituus on kaikkiaan 63,7 km, mikä on 1,9 % rantaviivasta. Vyöryrantoja on suojattu vuoden 1996 loppuun mennessä yhteensä 29 km, josta Inarijärvellä 9,8 km ja Ivalojoella 19,2 km. Suojaukset on tehty kiviheitokkeella (välppäjäte tai louhos). Inarijärven säännöstelyn lupaehdoissa edellytetään suojausta vain erityiseen käyttöön otettujen rantojen osal-

ta. Metsämaata on suojattu vain siinä tapauksessa, että vyörymä on ulottunut yhtenäisena tontin, kasvimaan, venevalkaman tms. kohdalta metsämaahan saakka (Alatalo ja Lampela 1997).

Pohjois-Suomen vesioikeuden päätöksen 92/74/1, 18.12.1974 mukaisessa seurannassa on sekä Inarijärvellä että Ivalojoella suojaamatonta rantaa 17,4 km, yhteensä 34,8 km. Ivalojoella vyöryvistä rannoista on suojattu noin 50 %, mutta suojaustarve olisi yli 90 %. Säännöstely ei ole kuitenkaan ainoa syy suojaustarpeeseen, vaan osa rannan vyörymisestä johtuu jokiuoman luontaisista prosesseista.

Inarijärvellä suojaukset ovat keskittyneet Partakon - Väylän, Inarin kirkonkylän, Nellimin ja Veskonniemen alueille. Kyseiset rannat ovat asutuksen syntymisen kannalta olleet suotuisia hiekkatörmineen. Lähivuosina uusia suojauksia Inarijärvellä tehdään entistä vähemmän, vain siltä osin kun metsämaasta muodostetaan tontteja tai tähän mennessä suojatut kohteet laajenevat. Seurannassa olevista 17 400 m pitkistä rannoista ehkä vain 2 000 m suojataan vuoteen 2005 mennessä.

Ivalojoella rantavyörymät ovat ongelmallisemmat kuin Inarijärvellä, koska hiekkapitoisella alueella joki on vaihtanut luonnontilassakin useita kertoja paikkaansa vyörymien seurauksena. Vuonna 1966 aloitetun vyöryrantojen tarkkailun jälkeen on rannoilta vyörynyt 500 000 - 600 000 m^3 maata Ivalojokeen lentokentän ja Inarijärven väliselle jokiosalle, josta 100 000 - 200 000 m^3 vuoden 1985 jälkeen. Jos vyörymassat olisivat levittäytyneet tasaisena mattona Ivalojokeen, joen pohja olisi noussut 0,30 m.

Ivalojoella rantojen vyöryminen on edelleen varsin mittavaa (kuva 12). Esimerkiksi vuoden 1995 mittauksessa Hirvimella nimisellä, noin 20 m korkeallə rinteellä kasvoi tukkipuita, mutta kesällä 1996 rinteen todettiin sortuneen 120 metrin matkalta. Vyöryn aiheutti virtauksen muuttuminen ja kevään 1996 tulvavesien ohjautuminen rinteen alaosaan hiekkasärkkien liikkumisen vuoksi. Jatkossa kaikki suurehkot vyörymät lentokentän ja Inarijärven välisellä jokiosalla tulisi suojata käyttötarkoituksesta riippumatta. Seurannassa olevasta rantaviivasta (17,4 km) olisi suojeltava 15,7 km, jolloin säännöstelystä aiheutuvien haittojen torjumisen rinnalle nousisivat myös tulvasuojelulliset tarpeet.



Kuva 12. Vyöryrantaa Ivalojoella Törmäsen kylässä.

Seurannan mukaan korkea vedenpinta ja siihen liittyvät myrskyt ovat nopeuttaneet hetkellisesti vyörymistä. Niinpä Maurin ja Mantan myrskyt sekä Ivalojoen suuret virtaamat ja Inarijärven vuoden 1992 ylärajan ylitys ovat erottuneet sekä mittauksissa että valitusten lukumäärässä.

Vesioikeuden päätöksen mukaiset seurantamittaukset tehdään viiden vuoden välein. Seuraava seurantamittaus suoritetaan vuonna 2000. Vuoden 1995 tarkistusmittaus tuli maksamaan yli 150 000 mk. Korvauksia mittauksen perusteella maksettiin runsas 50 000 mk. Ranta-asukkaat ovat turhautuneita toistuvista pienistä korvauksista, jotka maksetaan viiden vuoden välein ja ovat valtaosin alle 100 mk tilaa kohden. Lapin ympäristökeskuksessa on kehitetty tietokantarekisteri, johon kerätään tiedot rantavyörymistä ja maksetuista korvauksista.

4.5 Säännöstelyn hyödyt ja säännöstelystä aiheutuvien vahinkojen korvaaminen sekä haittojen kompensointi

4.5.1 Säännöstelyn hyödyt

Inarijärven säännöstely tuottaa hyötyä ainoastaan Paatsjoen vesivoimataloudelle. Paatsjoen vesivoimataloudesta on kuvaus luvussa 10.2.7. Hyöty muodostuu pääasiassa siitä, että osa kesäajan sähköntuotannosta siirretään kulutuksen kannalta arvokkaampaan talviaikaan. Lisäksi säännöstelyllä voidaan tuottaa jonkin verran lisäenergiaa mm. ohijuoksutusten vähenemisen kautta. Vuosien 1960 - 1989 keskivirtaaman perusteella laskettuna olisi Paatsjoen vesienergian teoreettinen määrä noin 1 450 milj. kWh/v. Tällaisen energiamäärän saavuttaminen edellyttäisi luonnollisesti sitä, että kaikki Paatsjoessa virtaava vesimäärä voitaisiin juoksuttaa voimalaitosten turpiinien läpi. Paatsjoen vesivoimalaitoksia koskevat tiedot on esitetty taulukossa 8.

Taulukko 8. Paatsjoen vesivoimalaitostietoja (MQ = keskivirtama, RQ=rakennusvirtaama, H=putouskorkeus, E= keskimääräinen tuotettu energia vuosijaksolla 1960 - 1989).

Nimi	Omistaja	MQ (m3/s)	RQ (m3/s)	H (m)	E (GWh/v)
Kaitakoski	Venäjä	152	200	5 - 7,5	68
Jäniskoski	Venäjä	152	180	20,5	214
Rajakoski	Venäjä	152	240	21,0	227
Hevoskoski	Venäjä	169	320	18,5	225
Skogfoss	Norja	182	280	20,4	263
Melkefoss	Norja	184	260	10,5	136
Borisoglebskaja	Venäjä	195	340	19,3	270

Inarijärven säännöstelyluvan mukainen suurin säännöstelytilavuus on noin 2 600 milj. m^3. Käytännössä kokonaisvarastotilasta on kuitenkin käytetty keskimäärin vain noin 1 600 milj. m^3 eli 60 %. Varsinkin vedenkorkeuden N_{hanke} + 117,75 m alapuolinen varastotila (noin 650 milj. m^3) on useimmiten jäänyt käyttämättä, koska liian alhaiset kevätvedenkorkeudet on yleisesti koettu haitallisiksi. Varastotilan vajaakäyttö on merkinnyt sitä, että vuosien 1960 - 1989 havaintoaineiston perusteella laskettuna on Paatsjoen energiatuotanto ollut noin 45 milj. kWh/v teoreettista pienempi eli 1 405 milj. kWh/v. Luonnonmukaisilla virtaamilla laskettuna energiatuotanto olisi ollut noin 1 365 milj. kWh/v, joten säännöstelyllä saavu-

tettu hyöty on ollut noin 40 milj. kWh/v. Säännöstelyllä talviajan (1.11. - 31.3.) energiatuotanto on lisääntynyt noin 140 milj. kWh ja kesäajan tuotanto pienentynyt noin 100 milj. kWh. Paatsjoen vesivoimalaitosten keskimääräinen sähköntuotanto jakautuu eri osapuolten kesken seuraavasti:

	luonnonmukaisena		säännösteltynä	
- Norja	390	GWh/v	400	GWhv
talvi (1.11. - 31.3)	130	"	170	"
kesä	260	"	230	"
- Venäjä	975	"	1 005	"
talvi (1.11. - 31.3.)	320	"	425	"
kesä	655	"	580	"
- Yhteensä	1 365	GWh/v	1 405	GWh/v
talvi (1.11. - 31.3.)	450	"	595	"
kesä	915	"	810	"

Voimalaitosten vuosituoton arvo Suomen hinnoittelujärjestelmän (IVO, H/85, 1.5.1992) mukaan on vuosijakson 1960 - 1989 perusteella arvioituna keskimäärin 188 milj. mk/v, josta säännöstelyllä saadun tuoton osuus on 18 milj. mk/v. Säännöstelyhyöty jakautuu eri osapuolten kesken seuraavasti:

- hyöty Norjan puoleisille voimalaitoksille	5	milj. mk/v
- hyöty Venäjän puoleisille voimalaitoksille	13	"
- säännöstelyhyöty yhteensä	18	milj. mk/v

Kun voimalaitoksille lasketaan energiahyödyn lisäksi ns. tehohyödyt talvikuukausien (joulu-helmikuu) keskimääräisten tehonmuutosten ja huipputehon tilaushinnan perusteella, saadaan säännöstelemättömässä tilanteessa tehohyödyksi noin 24 milj. mk/v ja säännöstellyssä tilanteessa noin 32 milj. mk/v. Säännöstelyn kokonaishyödyksi saadaan tehohyöty mukaanlukien keskimäärin 25 milj. mk/v.

Venäläisten voimalaitosten energian hinnoittelu perustuu ainakin vielä toistaiseksi vuodenajasta riippumattoman hinnan käyttöön (147,5 mk/MWh vuonna 1995). Sen mukaan arvioituna saadaan Paatsjoen voimalaitosten vuosituotoksi noin 200 milj. mk/v, josta säännöstelyllä saadun tuoton osuus on vain noin 10 milj. mk/v.

4.5.2 Säännöstelystä aiheutuvien vahinkojen korvaaminen ja haittojen kompensointi

Tehtäessä Inarijärven säännöstelyä koskevaa, kolmen valtion välistä sopimusta oli lähtökohtana säännöstelyä koskevat vesistötoimikunnan päätökset vuosilta 1946, 1957 ja 1958, joissa luvanhaltija oli määrätty suorittamaan mm. korvauksia ja rantojensuojelutöitä ja Kaitakosken voimalaitoksen omistaja oli velvoitettu osallistumaan "niihin vesistön kalakannan lisäämistä ja suojaamista tarkoittaviin toimenpiteisiin, jotka vastaisuudessa säännöstelyn ja Kaitakosken padon ja voimalaitoksen mahdollisesti aiheuttamien vahinkojen torjumiseksi katsotaan tarpeelliseksi". Lisäpöytäkirjalla sovittiin Suomen ja silloisen SNTL:n kesken, että

SNTL:n ja Suomen kesken 24.4.1947 tehdyn sopimuksen mukaisesti maksettu 750 000 mk (75 miljoonaa Suomen vanhaa markkaa) oli kertakaikkinen korvaus kaikista säännöstelystä aiheutuneista vahingoista ja haitoista ja että Neuvostoliitto vapautuu sillä täydellisesti muusta korvausvastuusta Suomelle ja suomalaisille.

Koska säännöstelystä kalataloudelle aiheutuvien haittojen ja vahinkojen selvittäminen oli sopimusta laadittaessa vielä kesken, sisällytettiin Kaitakosken voimalaitoksen omistajalle sopimuksen liitteenä 3 oleviin ohjeisiin (ohjeitten kohta 11) velvoite, minkä mukaan "SNT-Liiton Ministeriö tulee Suomen Ministeriön kanssa tehtävien sopimusten perusteella ottamaan osaa niihin toimenpiteisiin kalan viljelemiseksi, jotka kalakannan säilyttämisen kannalta mahdollisesti katsotaan välttämättömiksi". Sen sijaan kolmannelle sopimusosapuolelle - Norjalle - ei sopimukseen jostain syystä kirjattu minkäänlaisia velvoitteita osallistua säännöstelystä aiheutuviin kustannuksiin.

Sopimuksen laatimisen tarkoituksena oli, kuten sen johdanto-osassa on todettu, tyydyttää mahdollisimman hyvin kolmen osapuolen edut Inarijärven säännöstelyssä. Edellä sanotun lisäpöytäkirjan mukainen SNTL:n maksama rahamäärä kului kokonaisuudessaan Suomelle säännöstelystä sopimuksentekohetkeen mennessä aiheutuneisiin rantavahinkojen korvauksiin. Pohjois-Suomen vesioikeuden vuonna 1974 ja korkeimman hallinto-oikeuden vuonna 1975 antamissa päätöksissä asetettiin luvanhaltijalle kuitenkin lisävelvoitteita: rantojen suojauksia, rantavyörymiä koskevia korvauksia, vyörymien mittaus 5 vuoden välein, esihistoriallisten muinaisjäännösten suojelu, Inarijärven rantojen ja nuotta-apajapaikkojen raivaus, pyydyksille aiheutuneiden vahinkojen korvaaminen, kalanistutusvelvoitteet, kalanviljelylaitosten rakentaminen, luonnonravintolammikoiden rakentaminen, kalanhoitotoimenpiteiden tarkkailu ja kalastuksen tuoton vähenemistä koskevat kertakaikkiset korvaukset. Inarijärven säännöstelyn sivuvesistöjen kalakannoille aiheuttamia vahinkoja koskevista velvoitteista määrättiin vielä erikseen Pohjois-Suomen vesioikeuden päätöksessä 1982 ja korkeimman hallinto-oikeuden päätöksessä 1984.

Osa säännöstelysopimuksen voimaantulon jälkeen annetuista velvoitteista liittyi muuhun kuin suoranaisesti kalakannan säilyttämisen kannalta välttämättömiin toimenpiteisiin, joten niistä aiheutuneet ja edelleenkin vuosittain aiheutuvat kustannukset ovat jääneet Suomen valtion hoidettaviksi. Tällaisten kustannusten määrä oli vuosien 1990 - 1994 aikana keskimäärin 1,44 milj. mk/v (vuoden 1994 hintatasossa). Kalanviljelystä aiheutuneet vuosikustannukset ilman pääomakuluja olivat vastaavasti noin 3,90 milj. mk/v ja viljelyn sekä istutusten tulokselisuuden tarkkailusta aiheutuneet kulut 0,60 milj. mk/v. Kokonaiskustannukset ovat viime vuosina olleet siten noin 6,0 milj. mk/v. Investointien pääomakustannukset ovat 25 vuoden käyttöajalla ja 6 %:n korkokannalla laskien olleet noin 2,4 milj. mk/v.

Vuonna 1970 Suomen ulkoministeriö esitti silloisen Neuvostoliiton ulkoministeriölle pyynnön aloittaa kalanviljelytoimenpiteisiin osallistumista koskevat neuvottelut. Ensimmäinen asiaa koskeva neuvottelu pidettiin Helsingissä 15. - 18.10.1973. Useiden neuvotteluvaiheiden jälkeen allekirjoitettiin joulukuussa 1983 Suomen ja Neuvostoliiton välinen pöytäkirja (SopS 79/83) neuvostoliittolaisten järjestöjen osallistumisesta kalanviljelytoimenpiteisiin Inarijärven kalakantojen säilyttämiseksi. Pöytäkirjan mukaisesti neuvostoliittolaiset järjestöt toimittivat Neuvostoliitosta Suomeen kalanviljelytoimenpiteitä varten sähköenergiaa korvauksetta vuosina 1984 - 1993 siten, että 5 ensimmäisen vuoden aikana toimitettu määrä oli 20 milj. kWh/v ja 5 seuraavan vuoden aikana 10 milj. kWh/v. Neuvottelua koskevien asiakirjojen mukaan vuosina 1984 - 1988 toimitetusta sähköenergiasta puolet oli osallistumista Suomelle aiheutuneisiin investointikustannuksiin, joten kalanviljelytoimenpiteisiin osallistumisen määrä oli 10 milj. kWh/v eli 30 - 35 % kalaviljelytoimenpiteiden (ml. tarkkailu) vuosikustannuksista.

Suomen ulkoasiainministeriö teki vuoden 1984 alkupuolella esityksen Norjan osallistumisesta Inarijärven säännöstelystä aiheutuviin kustannuksiin koskevien neuvottelujen aloittamiseksi. Norja suhtautui asiaan myönteisesti, mutta yhteydenotot Norjan viranomaisiin eivät johtaneet viralliseen vastaukseen eivätkä neuvottelujen aloittamiseen. Vasta vuonna 1993 tehty uusi neuvotteluesitys sai asian etenemään. Käytyjen neuvottelujen lähtökohtana oli, että Norja osallistuisi säännöstelystä aiheutuviin vuosikustannuksiin (noin 6,0 milj. mk/v) säännöstelystä saamansa keskimääräisen vuosihyödyn mukaisesti. Neuvottelujen tuloksena päädyttiin sopimukseen (SopS 55/94), jonka mukaan Norja maksoi heinäkuussa 1994 säännöstelystä Suomelle kertakorvauksena 16,5 milj. NOK (12,4 milj. FIM). Tämä korvausmäärä vastaa vuosikorvauksena noin 1,0 milj. mk/v ja noin 20 %:n osuutta vuosittaisista kalanviljelykuluista.

Venäjän osuus säännöstelyn vuosikustannuksista olisi Norjan osuuden mukaan laskettuna noin 3,0 milj. mk/v, mikä vuotuisena sähköntoimituksena merkitsisi noin 20 GWh/v. Neuvottelut venäläisten kanssa uuden sopimuksen aikaansaamiseksi Norjan kanssa tehdyn sopimuksen pohjalta käynnistettiin syyskuussa 1993, mutta vasta marraskuussa 1995 parafioitiin sopimus, jonka mukaan Venäjä osallistuisi kalanviljelytoimenpiteisiin toimittamalla Suomeen sähköä korvauksetta vuosien 1996 - 2005 aikana 10 milj. kWh/v. Edellisen sopimuksen päättymisen ja uuden sopimuksen alkamisen välisen ajan (1994 - 1995) osallistuminen tapahtuisi sopimuksen mukaan siten, että vuosien 1996 - 2000 aikana toimitettava sähkömäärä olisi 14 milj. kWh/v. Sopimusta ei kuitenkaan ole toistaiseksi virallisesti allekirjoitettu. Sopimuksen mukaiset sähköntoimitukset vastaisivat edelleen noin 35 %:n osuutta vuotuisista kalanviljelykuluista.

Kalataloudellista haittojen kompensointia on kuvattu erikseen luvussa 5.

5 Kalatalous

Erno Salonen[1], Markku Ahonen[1], Mika Marttunen[2], Petri Heinimaa[1]

[1] Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Inarin kalantutkimus ja vesiviljely
[2] Suomen ympäristökeskus

Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalakannoista, kalastuksesta ja kalakantojen hoidosta on tehty useita selvityksiä ja suunnitelmia. Järvi (1928) teki tutkimuksia Inarijärven kalakannoista jo 1920-luvulla. 1960- ja 1970-luvuilla tehtiin selvityksiä vedensäännöstelyn vaikutuksista Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalakantoihin ja kalastukseen (Toivonen 1966, 1972, Tuunainen ym. 1979). Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos (RKTL) on tehnyt Inarijärven (Salonen 1992, Salonen ja Mutenia 1993) ja sen eri sivuvesistöjen (mm. Mutenia 1984, Sarjamo ja Honkasalo 1987, Sarjamo ym. 1989) käyttö- ja hoitosuunnitelmia sekä lukuisia muita Inarijärven ja sen sivuvesistöjen velvoitehoitoon liittyviä kalataloudellisia tutkimuksia.

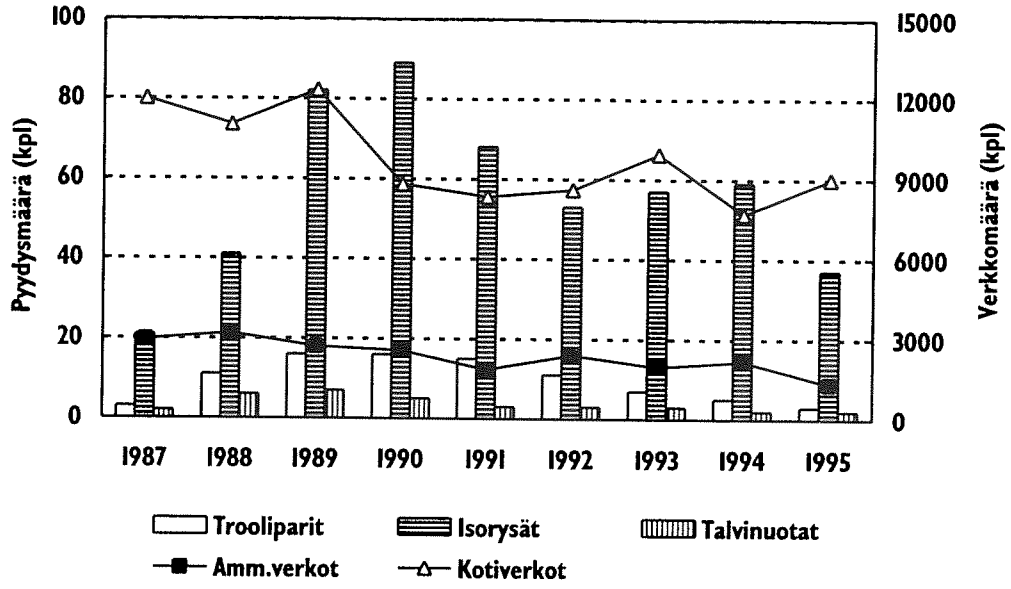
5.1 Kalastuksen kehitys

Kalastuksella on vanhastaan ollut huomattava merkitys Inarijärven ympäristössä asuvalle väestölle. Ennen sotia ja samalla ennen järven säännöstelyä, vuosijaksolla 1935 - 1940, Inarijärvellä on arvioitu olleen lähes 100 sivu- tai pääammattikalastajaa. Tärkeimmät pyyntimuodot olivat tuolloin nuottaus ja verkkopyynti, joilla pääasiallisena saaliskalana oli siika. Nuottia oli käytössä noin 40, pesäverkkoja noin 1700 ja suoria verkkoja noin 1800 kappaletta. Taimenta ja isonieriää pyydettiin pitkäsiimoilla, joita on arvioitu olleen käytössä peräti 380 (100 koukun siimaa) kappaletta.

Viimeisen kymmenen vuoden aikana kalastuksessa ja kalansaaliissa on tapahtunut merkittäviä muutoksia. Tähän ovat vaikuttaneet kalastossa sekä kalastuksen määrässä ja laadussa tapahtuneet muutokset. Suurimmat muutokset ovat seurausta muikkukannan vaihteluista. Muikkukannan vahvistuessa 1980-luvun loppupuolella ammattikalastuksen käyttöön otettiin nopeasti isorysät, troolit ja talvinuotat. Tiheä muikkukanta tarjosi myös runsaan ravintovaran istutetuille lohenheimoisille petokaloille. 1990-luvun alussa muikkukanta harveni, saalis romahti ja myös petokalojen saaliit heikkenivät.

Troolaus alkoi Inarijärvellä vuonna 1987 kolmella trooliparilla. Troolien määrä oli huipussaan vuosina 1989 ja 1990, jolloin käytössä oli 16 trooliparia, mutta laski kolmeen vuoteen 1995 mennessä. Siian isorysäkalastuksen voimistuminen 1980-luvun loppupuolella harvensi tuolloin ylitiheää siikakantaa ja paransi siikojen kasvua. Vuosina 1989 - 1990 isorysiä oli lähes 90 kappaletta, mutta 1990-luvulla määrä alkoi laskea. Käytössä olevien isorysien määrä vakiintui ensin 50 - 60 mutta putosi 37:ään vuonna 1995 (kuva 13).

Ammattikalastajien määrä on vaihdellut voimakkaasti viimeisen kymmenen vuoden aikana Inarijärvellä. Vuonna 1989 ammattikalastajia oli noin 100 henkeä, mutta 1990-luvun alkupuolella määrä laski alle 50. Ammattikalastajien saaliin osuus kokonaissaaliista on vaihdellut viime vuosina 40 - 50 %. Muikkusaaliin ollessa runsaimmillaan v. 1989 ammattikalastajien saaliin osuus oli 76 %.



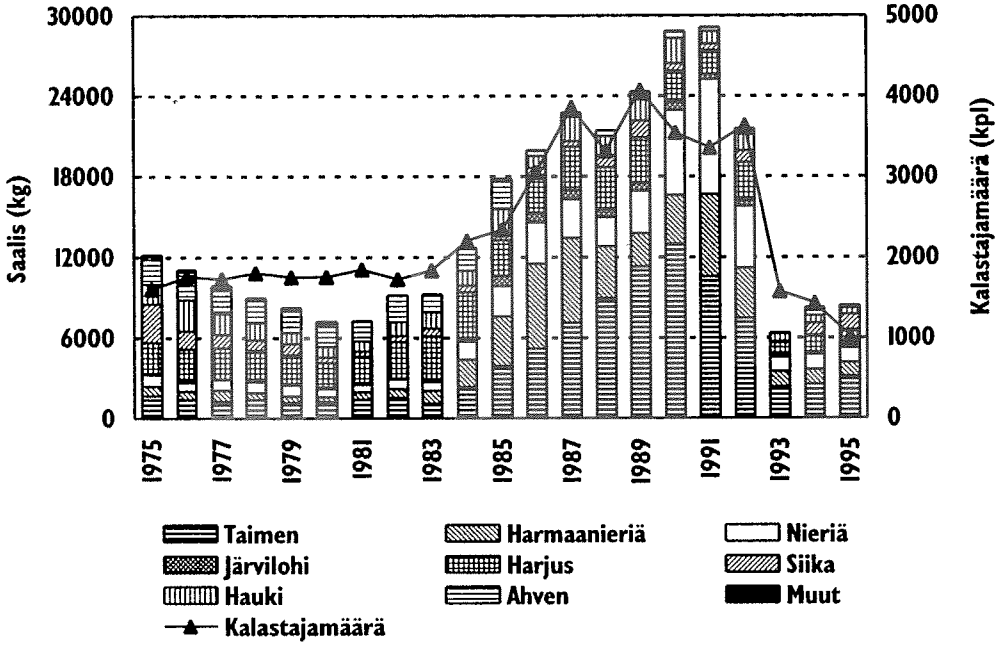
Kuva 13. *Inarijärvellä vuosina 1987 - 1995 käytettyjen erilaisten pyydysten lukumäärät (kpl). Amm.verkoilla tarkoitetaan ammattikalastajien verkkoja ja kotiverkoilla kotitarvekalastajien verkkoja.*

Kotitarvekalastusta on harjoittanut viime vuosina 800 - 900 ruokakuntaa. Kotitarvekalastajien saaliin osuus kokonaissaaliista oli esim. vuonna 1995 noin 55 %. Kotitarvekalastajien saaliit eivät ole viime vuosina laskeneet yhtä voimakkaasti kuin ammatti- ja virkistyskalastajien saaliit, ja kotitarvekalastuksen saalismäärien vaihteluja selittääkin paljolti kalastajamäärän vaihtelu. Muikun ja "punalihaisten" pienentyneitä saalismääriä ovat ainakin osin korvanneet parantuneet siikasaaliit.

Inarijärven suosio virkistyskalastuskohteena alkoi kasvaa voimakkaasti 1980-luvun puolivälistä lähtien (kuva 14). Tähän vaikuttivat "punalihaisiin" petokaloihin kohdistuvan vetouistelun suosion lisääntyminen ja taimenen sekä nieriän uistelusaaliiden kasvu. Huippu, yli 4 000 virkistyskalastajan määrä, saavutetiin vuonna 1989. Virkistyskalastajien saalismäärä oli suurimmillaan lähes 30 000 kg vuosina 1990 - 1991 (kuva 14). Vuonna 1993 myytyjen kalastuslupien määrä putosi alle puoleen edellisestä vuodesta (alle 1 600) ja saalis romahti alle kolmasosaan. Vuonna 1995 virkistyskalastajien määrä putosi edelleen noin tuhanteen.

Virkistyskalastajien määrän romahtaessa virkistyskalastuksen Inarin kunnalle välillisesti tuomat tulot putosivat huomattavasti. Vuonna 1993 ulkokuntalaisten virkistyskalastajien tuoma rahamäärä oli enää vajaa 3 miljoonaa markkaa, kun se vuonna 1989 oli 6 miljoonaa markkaa senhetkisen rahanarvon mukaan (Salonen 1992, Salonen 1994a).

1990-luvulla eniten taantuneet kalastusmuodot ovat muikun ammattikalastus sekä ulkokuntalaisten virkistyskalastajien vetouistelu. Kotitarvekalastus, joka pääosin perustuu siian kalastukseen, on ollut suhteellisen vakaata ja sen merkitys on korostunut 1990-luvulla, kun ammattikalastus on romahtanut. Viime vuosina siika on ollut selvästi tärkeimmässä asemassa Inarijärven kalastuksessa, kuten se oli myös ennen säännöstelyä ja myös ennen 1980-luvun muutoksia.



Kuva 14. Virkistyskalastajamäärät ja virkistyskalastajien saalismäärät lajeittain (kg) Inarijärvellä vuosina 1975 - 1995.

5.2 Istutukset ja kalansaaliit

5.2.1 Kalataloudellinen velvoite

Inarijärven säännöstelystä aiheutuneita kalataloudellisia vaikutuksia alettiin selvittää vasta yli 20 vuoden kuluttua säännöstelyn aloittamisesta eli vuosina 1965 - 1971 (Toivonen 1966, 1972). Näiden selvitysten perusteella määriteltiin säännöstelystä kalataloudelle aiheutuneiden haittojen suuruus ja kalakantojen hoitotarve.

Korkeimman hallinto-oikeuden päätöksessä (KHO 4672/75) määrätään Inarijärven säännöstelystä aiheutuneiden vahinkojen ja haittojen johdosta suoritettavista toimenpiteistä seuraavaa:" ... vesihallituksen on maa- ja metsätalousministeriön hyväksymän suunnitelman mukaisesti istutettava vuosittain kustannuksellaan Inarijärveen yhteensä vähintään 100 000 vaelluskokoista taimenen- tai järvilohenpoikasta, 250 000 1-kesäistä nieriän- tai harmaanieriänpoikasta taikka rahalliselta arvoltaan vastaava määrä 3-vuotiaita harmaanieriänpoikasia tahi muiden paikallisiin olosuhteisiin soveltuvien nieriälajien poikasia sekä 1 000 000 1-kesäistä siianpoikasta... Suoritettavien hoitotoimenpiteiden vaikutusta on tarkkailtava asianmukaisesti. ... Maa- ja metsätalousministeriö voi vesihallituksen esityksestä tai vesihallitusta kuultuaan muuttaa edellä mainittuja hoitotoimenpiteitä, mikäli hoitotoimenpiteiden tarkkailusta saadut tulokset osoittavat sen tarkoituksenmukaiseksi. Ministeriö, vesihallitus ja se kenen etu on hoitotoimenpiteistä riippuvainen, voi saattaa hoitotoimenpiteiden muuttamista koskevan asian hakemuksella vesioikeuden ratkaistavaksi" (taulukko 9).

Vesihallitus määrättiin istuttamaan Inarijärven sivuvesistöihin (KHO 81/82/ I, 10.5. 1984) vuosittain kolmevuotiaita, 18 - 20 cm pituisia järvitaimenen poikasia yhteensä 15 000 kpl ja 1-kesäisiä jokisiian poikasia 108 000 kpl (taulukko 9). Lisäksi määrättiin, että "hoitotoimenpiteiden tarkkailua on suoritettava maa- ja metsätalousministeriön hyväksymän ohjelman mukaisesti". Edelleen päätöksessä todetaan, että "Istutustoimenpiteitä voidaan istukkaiden lajin, koon ja iän suh-

teen muuttaa vesihallituksen ja maa- ja metsätalousministeriön sopimalla tavalla, mikäli tarkkailusta saadut tulokset antavat siihen aihetta, kuitenkin niin,-ettei toimenpiteiden rahallinen arvo siitä muutu. Elleivät viranomaiset pääse muutoksista sopimukseen, voidaan asia saattaa erikseen vesioikeuden ratkaistavaksi."

Taulukko 9. Velvoitteiden mukaiset Inarijärveen sekä sen sivuvesistöihin istutettavat kalalajit ja määrät.

Inarijärven velvoite:	järvitaimen ja järvilohi, vaelluskokoinen	100 000 kpl
	nieriä ja harmaanieriä, 1-kesäinen	250 000 kpl
	siika, 1-kesäinen	1 000 000 kpl
Sivuvesistövelvoite:		
Juutuanjoen vesistö:	järvitaimen, 3-vuotias	5 520 kpl
	jokisiika, 1-kesäinen	24 000 kpl
Ivalojoen vesistö:	järvitaimen, 3-vuotias	9 200 kpl
	jokisiika, 1-kesäinen	84 000 kpl
Siuttajoki:	järvitaimen, 3-vuotias	150 kpl
Surnujoki:	järvitaimen, 3-vuotias	80 kpl
Kyyneljoki:	järvitaimen, 3-vuotias	50 kpl

Ympäristöhallinnon uudistamisen seurauksena Inarin säännöstelyn vesioikeudellinen lupa ja siihen liittyvät velvoitteet siirtyivät 1.3.1995 alkaen maa- ja metsätalousministeriölle.

Velvoitteen ensimmäisinä vuosina syntyi jälkeenjääneisyyttä, koska kalanviljelykapasiteetti ei ollut tuolloin vielä riittävä. Toisaalta 1980-luvulla istutukset olivat eräinä vuosina yli kaksinkertaiset velvoitteeseen verrattuna. Suuret istutusmäärät johtuivat velvoitteen alkuvuosien vajeen kiinnikuromisesta ja Inarin kunnan Neuvostoliiton maksamilla säännöstelykorvauksilla kustantamien kalojen istuttamisesta.

Vuoden 1986 jälkeen ei velvoiteistutuksiin ole tuotu poikasia Inarin alueen ulkopuolelta. Osaltaan tähän vaikuttivat elävien kalojen siirtorajoitukset Suomen huonontuneen kalatautitilanteen vuoksi. Inarin alueen viljelytoiminnalle on ollut luonteenomaista alusta alkaen mädin hankinta luonnosta sekä istutuksia että emokalaparvia varten. Mädin hankinta luonnosta on kuitenkin vaikeutunut kudulle tulevien taimenmäärien pienentymisen ja siian emokalapyyntiin liittyvien intressiristiriitojen vuoksi. Riittävän tuotantovarmuuden takaamiseksi mädintuotanto perustuu nykyään emokalaparviin, joita uusitaan säännöllisin väliajoin luonnosta.

Siikavelvoitetta on hoidettu Ivalojoen pohjasiialla ja alueelle kotiutetulla Koitajoen planktonsiialla. Istukkaina on käytetty 1-kesäisiä luonnonravintolammikoissa kasvatettuja kaloja. Huonojen tulosten vuoksi planktonsiikaa ei ole istutettu vuoden 1989 jälkeen.

Järvitaimen- ja järvilohivelvoitteen toteuttamiseksi istutettiin alkuvuosina pääasiassa järvilohta, koska paikallisten järvitaimenkantojen mätiä oli saatavissa varsin vähän. Vuoden 1988 jälkeen järvitaimenvelvoitteen mukaisesti on istutettu vain taimenta. Monimuotoisuuden lisäämiseksi on velvoitehoidossa otettu käyttöön Juutuanjoen järvitaimenen rinnalle Ivalojoen ja Siuttajoen järvitaimenkannat. Istukkaina on siirrytty käyttämään pääasiassa 3-vuotiaita taimenia.

Nieriä ja harmaanieriävelvoite hoidettiin vuosina 1976 - 1982 pääasiassa harmaanieriän poikasilla. Nieriä on peräisin Inarijärvestä ja harmaanieriä Pohjois-Amerikasta, josta on tuotu kaksi eri kantaa (Lake Superior ja Lake Opeongo).

Inarijärven sivuvesistöihin on istutettu järvitaimenia vuodesta 1985 alkaen. Juutuanjoen vesistöalueen järvitaimenvelvoite on toteutunut alusta lähtien täysimääräisenä Juutuanjoen järvitaimenen 3-vuotiailla poikasilla. Ivalojoen järvitaimenen istutukset aloitettiin mädin puutteen vuoksi vasta vuonna 1987. Velvoitteisiin syntyneet jälkeenjääneisyydet saatiin poistettua vuonna 1993. Siuttajoen

järvitaimenen istutukset alkoivat vasta vuonna 1994, jolloin otettiin kerralla aiempi jälkeenjääneisyys kiinni. Surnujoen ja Kyyneljoen pienten järvitaimenvelvoitteiden jälkeenjääneisyydet poistettiin vuonna 1988.

Sivuvesistövelvoitteen siikaistutukset Juutuanjoen ja Ivalojoen vesistöalueilla ovat toteutuneet vuodesta 1985 alkaen täysimääräisinä. Istutuksiin on käytetty 1-kesäistä pohjasiikaa. Vuodesta 1987 alkaen Inarijärven ja sen sivuvesistöjen velvoitteisiin ei ole enää tuotu istukkaita muualta Suomesta vaan alue on ollut omavarainen istutustuotannon suhteen. Viime vuosina on alueelle tuotu vain järvilohen silmäpisteasteella desinfioitua mätiä. Alueen kalakannoista on nieriästä ja harmaanieriästä varakantoja viljelyssä muissa laitoksissa.

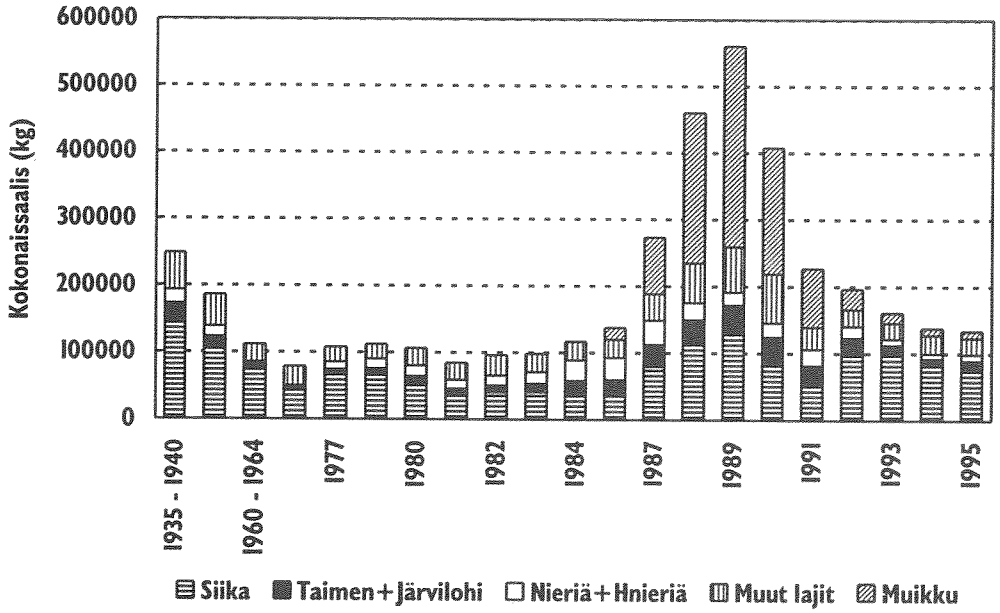
5.2.2 Kokonaissaalis

Vuosijaksolla 1935 - 1940 Inarijärvestä saadun keskimääräisen vuotuisen kalansaaliin on arvioitu olleen 250 000 kg. Arvio perustuu vuosina 1965 - 1966 tehtyihin kalastajien haastatteluihin (etupäässä muistitietoa), kalatalousneuvoja Kiril Sergejeffin kokoamiin tietoihin sekä alueen kalakaupan tilastoihin (Toivonen 1966). Kokonaissaaliista siian osuus on ollut 145 000 kg eli lähes 60 % (kuva 15).

Saalistilastojen perusteella kalansaaliit ovat olleet alimmillaan vuosijaksolla 1966 - 1970 noin 80 000 kg. 1960-luvulta vuoteen 1986 vuotuinen kokonaissaalis on ollut keskimäärin 100 000 kg. Inarijärveen suoraan ja osin sivuvesistöihin tehtyjen istutusten vaikutuksesta punalihaisten petokalojen osuus saaliissa alkoi nousta 1980-luvulla.

1980-luvun jälkipuoliskolla saaliit kasvoivat voimakkaasti. Vuonna 1987 muikusta tuli kilomääräisen saaliin perusteella tärkein saalislaji. Kokonaissaalis oli enimmillään 560 000 kg vuonna 1989. Noin 300 000 kg siitä oli muikkua. Taimenen, nieriän, harmaanieriän ja järvilohen laajamittaiset istutukset nostivat punalihaisten petokalojen saaliit 60 000 - 70 000 kg:n tasolle 1980-luvun lopussa.

1990-luvulla saaliit ovat siikasaalista lukuunottamatta vuosi vuodelta heikentyneet ollen vuonna 1994 1980-luvun puolivälin tasoa. Voimakkaimmin laskevaan kehityssuuntaan on vaikuttanut muikkukannan romahtaminen. Samalla petokalojen, erityisesti taimenen, ravintotilanne ja kasvu on heikentynyt.



Kuva 15. *Inarijärvestä vuosijaksoilla 1935 - 1940, 1950 - 1955, 1960 - 1964 ja 1966 - 1970 sekä vuosina 1977, 1979 - 1984 ja 1986 - 1995 saadut kokonaissaaliit (kg). Muihin lajeihin kuuluvat hauki, ahven, harjus, made ja reeska.*

5.2.3 Saalis lajeittain

Inarijärven kalastoa on kuvattu jo edellä luvussa 3. Tässä keskitytään kalastuksen kannalta merkittävimpiin lajeihin: siikaan (lähinnä pohjasiikaan), muikkuun, taimeneen, nieriään ja harmaanieriään (vrt. kuva 15).

Istutusten vaikutusten ja tuloksellisuuden arviointi on aikaisemmin perustunut merkintöihin ja saalistilastoihin. Tämän tutkimuksen yhteydessä laadittiin siian, muikun ja taimenen välisiä vuorovaikutuksia kuvaava malli, jota on sovellettu istutusten vaikutusten arvioinnissa (luku 9).

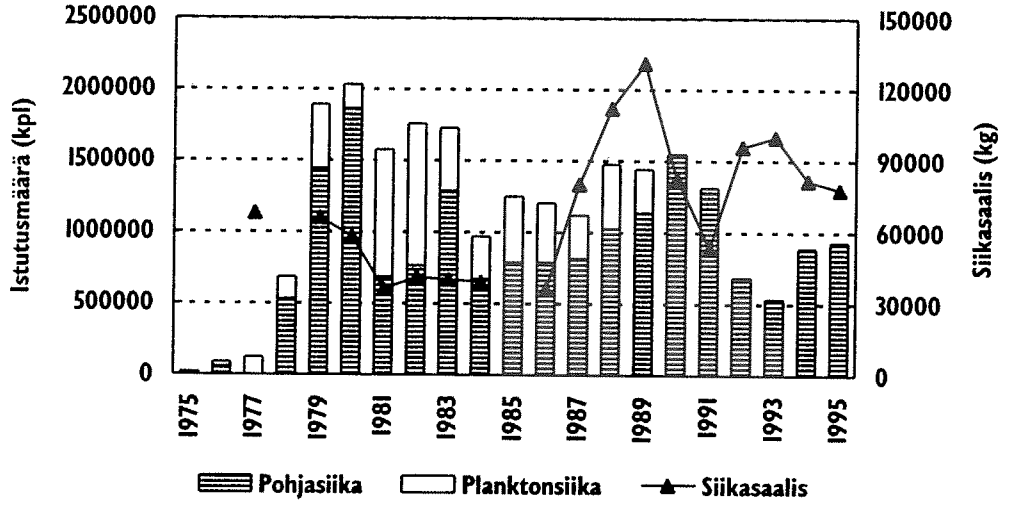
Siika

Siikamuodoista taloudellisesti tärkein on pohjasiika, joka on myös muodostanut pääosan siikaistutuksista. Myös riiaksi luokiteltavilla siioilla on taloudellista merkitystä. Pohjasiian osuus kokonaissiikasaaliista vaihteli 1980-luvulla 60 ja 80 % välillä (Salojärvi ja Mutenia 1992). 1990-luvulla osuus on ollut noin 75 % (Salonen ym. 1996).

Inarijärven siikasaalis on viime vuosikymmeninä vaihdellut melko voimakkaasti. Alimmillaan siikasaalis oli 1980-luvun alussa alle 40 000 kg vuodessa. Vuonna 1989 siikasaalis nousi säännöstelyn jälkeisen ajan ennätykseen, 130 000 kg. Vuonna 1991 saalismäärä putosi mutta nousi vuosina 1992 ja 1993 jälleen 100 000 kg tasolle (kuva 16).

Siikaistutusten vaikutus ei näy siikasaalistilastoissa ennen kuin vuonna 1987. Kasvu vuodesta 1987 lähtien johtuu monista tekijöistä mm. siian kalastuksen huomattavasta tehostumisesta sekä kalastaja- että pyydysmäärien (myös isorysät) kasvun myötä. Vuonna 1979 alkaneet määrällisesti suuremmat siikaistutukset ovat nostaneet pohjasiikakannan kokoa ja 1980-luvun lopulla järvessä oli runsaasti saaliskoon saavuttanutta pohjasiikaa (Salonen ym. 1996)

Kuonomerkintäaineistojen perusteella vuosina 1981 - 1986 istutettujen siikojen osuus koko siikasaaliista on viidesosa ja pohjasiikasaaliista noin neljäsosa (Ahonen ym. 1996). Vuosina 1987 - 1992 tuhatta siikaistukasta kohti saatiin saalista alle 30 kg. Huonojen tulosten perusteella Salojärvi ja Mutenia (1991) esittivät jo vuonna 1991, että siian velvoiteistutus tulisi puolittaa. Vuosina 1992 - 1995 on 200 000 - 500 000 siikaistukasta muunnettu petokaloiksi, pääasiassa taimeneksi. Tuoreimpien tutkimustulosten perusteella Salonen ym. (1996) suosittavat siian vuotuisiksi istutusmääriksi 500 000 - 700 000 istukasta (kalastuksen kehityksestä riippuen). Siikaistutuksia ei suositella muunnettavan petokaloiksi ainakaan petokalojen kannalta huonon ravintotilanteen aikana.



Kuva 16. Siikaistutukset (plankton- ja pohjasiika) (kpl) ja siikasaaliit (kg) Inarijärvellä vuosina 1975 - 1995.

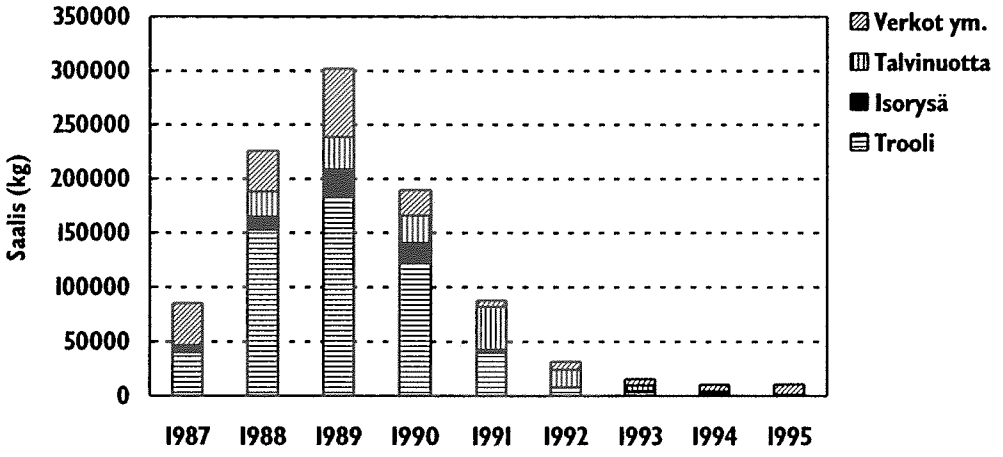
1990-luvulla pohjasiian kasvu on nopeutunut. Syynä kasvun paranemiseen on mm. siikakantojen tiheyden harveneminen tehokkaamman kalastuksen vaikutuksesta. 1990-luvulla pohjasiikaistukkaiden menestymismahdollisuudet ovat todennäköisesti aiempaa paremmat järven pohjasiika- ja muikkukantojen harvenemisen johdosta (Salonen ym. 1996).

Valtaosa siikasaaliista on saatu verkoilla ja nuotilla lukuunottamatta vuotta 1989, jolloin isorysäpyynnillä saatiin runsaasti pienikokoista siikaa. Siian parantunut kasvu on viime vuosina lisännyt verkkopyynnin osuutta siian kalastuksessa.

Muikku

Muikku ei kuulu Inarijärven alkuperäiseen kalastoon, vaan se on peräisin järven yläpuolisiin vesiin 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä istutuksista. Muikkukanta Inarijärvessä vahvistui 1960 - 1980-lukujen aikana sellaiseksi, että muikkua alettiin saada saaliiksi eri puolilla järveä. Muikun kalastus voimistui hämmästyttävän nopeasti 1980-luvun jälkipuoliskolla onnistuneiden pyyntikokeilujen, lupapolitiikan (mm. troolilupien myöntäminen) ja yleisen taloudellisen nousukauden siivittämänä (mm. avustusten saanti). Trooli on ollut merkittävin pyydys muikun kalastuksessa vuosina 1988 - 1990. Sen jälkeen muikkusaaliit ovat romahtaneet ja talvinuotalla ja verkkopyynnillä saadun saaliin suhteellinen osuus on kasvanut.

Muikkusaalis tilastoitiin ensimmäisen kerran vuonna 1983, jolloin se oli 380 kg. Nopeasti lisääntyneen troolauksen, muikun verkkokalastuksen, talvinuottauksen ja isorysäkalastuksen myötä saalismäärät nousivat nopeasti 1980-luvun lopulla saavuttaen tähänastisen huippunsa, yli 300 000 kg vuonna 1989. Vuonna 1994 muikkusaalis oli enää vain noin 3 % huippuvuoden saaliista. Muikkusaaliin kehitys pyydyksittäin vuosina 1987 - 1995 on esitetty kuvassa 17. 1980-luvun lopun suuret saaliit perustuivat vuosina 1983, 1984 ja 1986 syntyneisiin voimakkaisiin vuosiluokkiin. Vuoden 1989 jälkeen ei hyviä vuosiluokkia ole ollut.



Kuva 17. Inarijärvestä vuosina 1987 - 1995 saatu muikkusaalis (kg) pyydyksittäin.

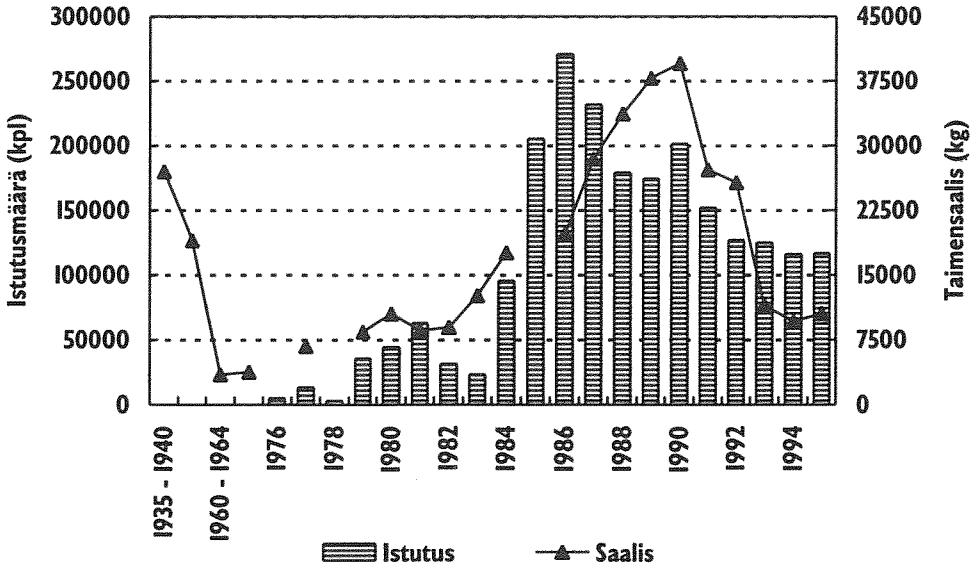
Taimen

Inarijärven taimenkanta koostuu luontaisesta lisääntymisestä peräisin olevista, lähinnä Juutuanjoen ja Ivalojoen vesistöissä kutevista taimenkannoista sekä Inarijärveen laskeviin vesistöihin istutetuista taimenen pienpoikasista (vastakuoriutuneet - 1-vuotiaat). Vuosina 1984 - 1991 vastakuoriutuneita poikasia istutettiin yhteensä 15,4 miljoonaa kappaletta (Ahonen 1993). Istutetut taimenet voidaan

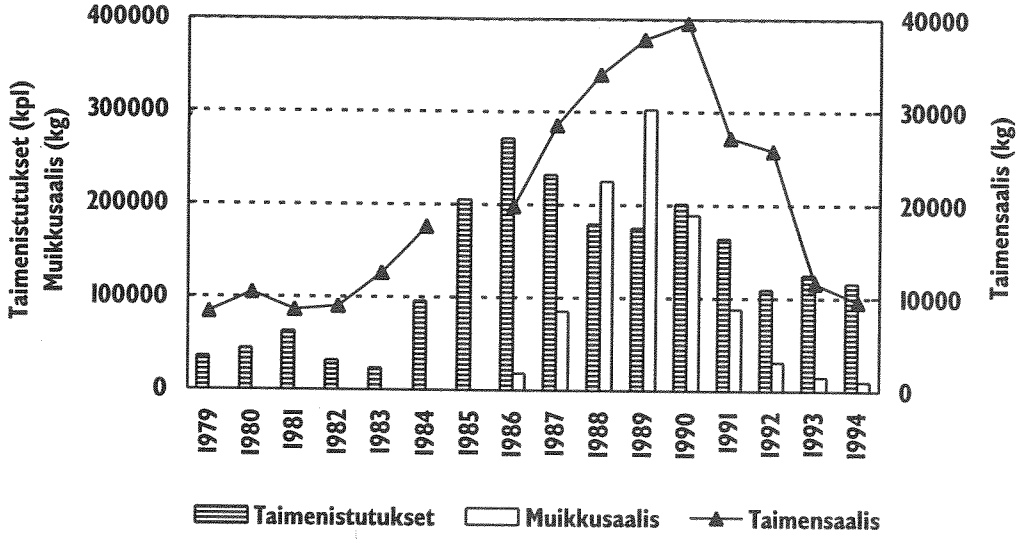
rinnastaa luonnonkaloihin, sillä istutushetkestä lähtien ne ovat samanlaisen valinnan kohteena kuin luontaisesti lisääntyneet taimenen poikaset. Luonnonkalojen osuus Inarijärven taimensaaliista ei ole tarkkaan selvillä, mutta sen arvellaan olevan 10 ja 30 % välillä (mm. Salonen ja Mutenia 1993). Tässä suhteessa Inarijärvi poikkeaa muista suurista järvitaimenvesistä, sillä muualla Suomessa järvitaimensaaliit perustuvat lähes täysin istutuksiin.

Taimenistutukset Inarijärveen alkoivat laajemmassa mitassa vuonna 1984 ja olivat huipussaan vuosina 1985 - 1991 (kuva 18). Taimensaalis alkoi nousta istutusten myötä ja oli suurimmillaan noin 40 000 kg vuonna 1990. Vuosina 1987 - 1989 istutettujen 3 - 4-vuotiaiden taimenistukkaiden tuotto oli kuonomerkintöjen perusteella keskimäärin noin 250 kg/1000 istukasta (Ahonen 1995). Vuoden 1990 jälkeen istutusten tuotto on alentunut, koska taimensaalis on laskenut huomattavasti jyrkemmin kuin istutusmäärä. Selitys taimenistukkaiden tuloksellisuuden alenemiseen on sen noina vuosina tärkeimmän ravintokalan muikun kannan heikkenemisessä, jota kuvassa 19 kuvaa muikkusaaliin vaihtelu. Ensimmäiset merkittävät muikun vuosiluokat syntyivät vuosina 1983 ja 1984 eli sopivasti ajankohtana, jolloin taimenistutusten määrä alkoi nousta.

Taimenten menestymisellä ja kasvulla Inarijärvessä näyttää olevan yhteys keskeisen ravintokalan, muikun kannan tilaan, sillä ainakin muikkusaaliin ja taimensaaliin välillä oli tilastollisesti merkitsevä riippuvuus (Ahonen ja Jääskö 1994). Taimensaaliin laskun lisäksi myös kalojen keskikoko on alentunut hidastuneen kasvunopeuden vuoksi. Saalistaimenten pienentynyt koko, usein huono kunto ja loisittuminen lokkilapamadon (*Diphyllobothrium dendriticum*) aiheuttamana koettiin ongelmaksi sekä vuosina 1993 - 1994 tehtyjen tiedustelujen (Salonen 1994a) että mikroskooppisten tutkimusten (Mutenia ym. 1996) mukaan. Taimenen ja muiden "punalihaisten petokalojen" (nieriä, harmaanieriä, järvilohi) ravintotilanteen arviointiin onkin jatkossa tarkoitus kiinnittää erityistä huomiota.



Kuva 18. Taimenistutukset (kpl) ja -saaliit (kg) Inarijärvellä vuosijaksoilla 1935 - 1940, 1950 - 1955, 1960 - 1964 ja 1966 - 1970 sekä vuosina 1976 - 1995.



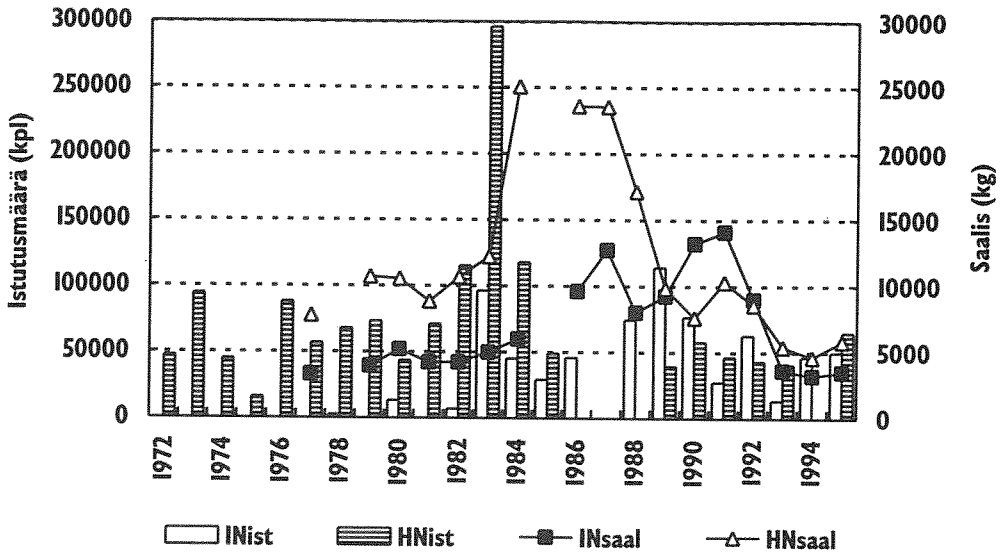
Kuva 19. Kaksivuotiaiden ja sitä vanhempien taimenten istutukset (kpl) sekä muikku- ja taimensaaliit (kg) Inarijärvellä vuosina 1979 - 1994.

Nieriä ja harmaanieriä

Nieriäistutukset Inarijärveen alkoivat laajemmassa mitassa vuonna 1983, jolloin istutettiin lähes 100 000 poikasta. Poikaset ovat Inarijärven omaa nieriäkantaa. Nieriäsaaliin on arvioitu olleen ennen sotia noin 20 000 kg vuodessa (Toivonen 1966). Alimmillaan saalis oli alle 4 000 kg 1970-luvulla ja vuonna 1993. Paras tilastoitu nieriäsaalis on 14 100 kg vuodelta 1991 (kuva 20).

Inarijärven nieriästä on erittäin vähän tutkimustietoa. Vuosina 1965 - 1986 tehtyjen Carlin-merkintöjen tuloksia on raportoinut Ahonen (1991), mutta esim. istutettujen kalojen osuutta nieriäsaaliista ei voida arvioida. Näyttää kuitenkin siltä, että taimenen tavoin myös nieriäistutusten tulos riippuu muikkukannan vahvuudesta, sillä nieriä- ja muikkusaaliiden välillä on havaittu positiivinen korrelaatio ($r = 0{,}52$). Myös kalastajien havainnot nälkiintyneistä nieriöistä viime vuosilta tukevat käsitystä siitä, että nieriän ravintotilanne on ollut huono. Nieriä on yleensä häviäjä lajien välisessä kilpailussa; mm. Euroopan sisävesikalastuskomission siikaistutusoppaassa (EIFAC 1994) esitetään, että siikaa ei pidä istuttaa järveen, josta halutaan myös nieriäsaalista. Poikkeuksena mainitaan erittäin suuret järvet.

Pohjois-Amerikasta kotoisin olevaa harmaanieriää on istutettu Inarijärveen vuodesta 1972 lähtien. Suurimmillaan istutusmäärä oli vuonna 1983, jolloin istutettiin noin 300 000 poikasta. Vuosina 1986 - 1988 harmaanieriää ei istutettu. Harmaanieriän ei ole todettu lisääntyneen Inarijärvessä, joten koko saaliin voi olettaa olevan peräisin istutuksista. Saalis oli suurimmillaan hieman yli 25 000 kg vuonna 1984, jonka jälkeen se on laskenut (kuva 20). Syy saaliiden huononemiseen vuodesta 1989 alkaen on mitä todennäköisimmin istutusten keskeytyminen kolmeksi vuodeksi vuosina 1986 - 1988. Harmaanieriä on Inarijärven lohien heimoon kuuluvista petokaloista monipuolisin ravinnonkäyttäjä, jolle kelpaa suurikokoinenkin saaliskala. Sen istutukset näyttävät tuottavan tulosta myös muikkukadon aikana; harmaanieriä- ja muikkusaaliiden välillä ei ole ollut korrelaatiota (Ahonen ja Jääskö 1994).



Kuva 20. *Nieriä- ja harmaanieriäistutukset (kpl) ja -saaliit (kg) Inarijärvellä vuosina 1972 - 1995.*

5.2.4 Lokkilapamatotutkimuksesta ja -seurannasta

Vuosien 1994 ja 1995 tutkimusten perusteella Inarijärveen istutettavat taimenet loisittuvat voimakkaasti lokkilapamadon, *Diphyllobothrium dendriticum*, toukilla istutuksen jälkeisinä vuosina (Mutenia ym. 1996). Loisten määrä kasvoi iän ja koon mukaan siten, että neljän järvikesän jälkeen toukkia oli keskimäärin 130 kalaa kohti ja loisia oli tunkeutunut lihakseen yli 70%:lla taimenista.

Loistilanne heijastelee heikkoa ravintotilannetta, jolloin taimenet joutuvat syömään epätyypillistä ravintoa, kuten esim. planktoneita, jotka ovat loisen ensimmäisiä väli-isäntiä. Taimenten istutusten vähentäminen ja kohdentaminen jokiin parantaisi taimenten ravintotilannetta, mikä heijastuisi myös loisten määrään.

Koska lokkilapamadon toukat elävät kaloissa monia vuosia, näkyy loisten mahdollinen väheneminen aluksi nuorimmissa ikäryhmissä. Loistilanteen seurantaan tulisi jatkossa kiinnittää erityistä huomiota, koska lokkilapamadolla on keskeinen merkitys kalojen käyttöarvon kannalta. Joka syksy tapahtuvan poikastutkimuksen yhteydessä saadaan kymmeniä 1 - 2 järvikesän taimenia, jotka olisi järkevää hyödyntää vuosittaisessa loistilanteen seurannassa.

5.3 Kalastuksen säätely

Inarijärven kalastusoikeus- ja kalastuksen säätelyjärjestelmä poikkeavat monessa suhteessa muualla maassa vallitsevasta käytännöstä. Valtion vesiä on arviolta yli 95 % vesialueesta ja voimassa on ns. vanha kalastuslaki vuodelta 1951 (503/51). Inarin kuntalaisilla on kalastusasetuksen (1117/82) perusteella maksuton kalastusoikeus valtion vesialueilla. Kalastusoikeus Inarijärvellä voi pohjautua myös muihin, muista Suomen sisävesistä poikkeaviin perusteisiin kuten kalastukseen kolttalain (611/84) perusteella ja kalastukseen erityisperusteisten kalastusoikeuksien nojalla. Edelleen luontaiselinkeinonharjoittajat voivat saada ammattikalastuslupaan rinnastettavan kalastusluvan (Salonen 1992, Salonen ja Mutenia 1993).

Ylimpänä hallintoviranomaisena myös Inarijärven kalatalousasioissa on maa- ja metsätalousministeriö (MMM). Kalastuksen säätelyssä Inarijärvellä keskeisessä asemassa on kuitenkin Metsähallitus valtion vesialueiden haltijana. Kalastuksen säätelyn päätöksenteossa Metsähallituksen on kuitenkin noudatettava kalastusasetukseen (1117/82) perustuvan Inarin kalatalousneuvottelukunnan linjaa, josta se ei voi poiketa ilman erityistä syytä. Neuvottelukunta on elin, joka antaa lausuntoja, tekee esityksiä ja aloitteita Metsähallitukselle, jonka tulee vuosittain pyytää siltä lausunto sekä kalastuksen järjestämisessä ja kalastuslupien myöntämisessä noudatettavista periaatteista että kalavesien hoitosuunnitelmista (lukuunottamatta velvoitehoidon suunnittelua). Kalastuskuntien osuus Inarijärven pinta-alasta on hyvin vähäinen, mutta toisaalta niiden vesialueet sijaitsevat etenkin tärkeän vaelluskalajoen, Ivalojoen suualueella ja itse joessa. Maa- ja metsätalousministeriö kuten myös Metsähallitus voivat tehdä erillisiä päätöksiä kalastuksen säätelyä koskien, esim. Metsähallituksen päätös 16.5.1994 kalastuksen rajoittamisesta Inarijärveen laskevien jokien suualueilla. Tämä päätös tehtiin yhteistyössä Ivalojoen kalastuskuntien kanssa.

Maa- ja metsätalousministeriön vahvistama Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalastussääntö, jolla säädettiin erikseen mm. taimenen ja nieriöiden alamitat ja edellä mainitut jokisuualueiden rauhoitukset sekä useita muita säädöksiä, oli voimassa vuoden 1993 loppuun määräaikaisella asetuksella (1337/90). Tällä hetkellä kalastussääntö ei ole enää voimassa, mikä merkitsee mm. kalojen alamittojen osalta palaamista vanhan kalastuslain määräysten piiriin, esim. taimenella 30 cm:n alamittaan kalastussäännössä määritellyn 40 cm asemasta.

Salonen (1994b) on selvittänyt kalastuksen säätelyn sekä istutusten ja taloudellisten tukitoimien päätöksentekojärjestelmää Inarijärvellä teemahaastatteluja käsittelevässä raportissaan (luku 9).

Inarijärven virkistyskäyttö

6

Pertti Veijola
Metsähallitus, Ylä-Lapin luonnonhoitoalue

6.1 Kehitys

Paatsjoen yläosan koskilla on käynyt virkistyskalastajia jo vuosisadan alkupuolella. Laajempi Inarijärven virkistyskäyttö on kuitenkin verrattain uusi ilmiö. Vielä 1960-luvulla virkistyskäyttö liittyi lähinnä paikallisen väestön kotitarvekäyttöön sekä paikallisten vieraina järvellä käyneisiin kalastajiin. Vähitellen kiinnostus Inarijärveä kohtaan alkoi lisääntyä ja Inarijärven virkistyskäytön kehittyminen voidaan nähdä osana yleistä pohjoisten erämaisten alueiden arvostuksen kohoamista.

Inarijärven virkistyskäytön määrällisestä kehityksestä on saatavissa tarkkoja tietoja vain virkistyskalastuksen osalta. Parhaimmillaan virkistyskalastuslupia Inarijärvelle on myyty yli neljä tuhatta kappaletta vuodessa, mutta sittemmin määrä on pudonnut noin kahden tuhannen kappaleen tasolle. Osa virkistyskalastuksesta tapahtuu maanomistukseen liittyvällä ns. erityisperusteisella kalastusoikeudella, jonka käyttäjiä ei ole tilastoitu. Paikallisen väestön kotitarvekalastus tapahtuu pääosin Metsähallituksen maksuttomilla kalastusluvilla, joita on myönnetty noin 1 500 ruokakunnalle. Kotitarvekalastukseen liittyy selvästi myös virkistyskäytöksi katsottavia toimintoja. Virkistyskalastusta käsitellään tarkemmin luvussa 9.

Puhtaasti retkeilyyn keskittyvistä käyttäjistä ei ole tarkkoja tietoja. Talvella Inarille suuntautuu runsaasti hiihtoretkiä ja moottorikelkkailua. Kesäajan automatkailijoista suurin osa kokee Inarijärven vain maisemana käymättä järvellä lainkaan. Voidaankin sanoa, että pääosa Inarijärven käyttäjistä on ei-kuluttavia maiseman ihailijoita tai pikaisia kävijöitä jossakin helposti saavutettavassa kohteessa, minkä vuoksi Inarijärven virkistyskäytöllistä merkitystä ei voida arvioida suoraan kävijätilastojen pohjalta.

6.2 Perusteet

Virkistyskäyttäjän motiivina on myönteisen luontoelämyksen saavuttaminen. Inarijärvellä keskeisiksi luontoelämyksen elementeiksi on todettu alueen laajuus, erämaisuus ja luonnontilaisuus, maiseman vaihtelevuus sekä saaliin saamisen mahdollisuus.

Inarijärvi on varsin luonnontilainen rantojen maankäytön suhteen, koska suurimmat taajamat eivät ole järven keskeisten alueiden lähellä. Valtion vallitseva rannanomistus on rajoittanut ja ohjannut loma-asutuksen kehitystä ja Metsähallituksen päätös Inarijärven saarten ja rantojen luonnonhoitometsistä, jonka mukaan saaristo ja rannat 0,5 - 1,0 km:n leveydeltä ovat pääsääntöisesti metsätalouden ulkopuolella, turvaa valtion omistamien rantojen luonnontilaisuutta. Säännöstelystä huolimatta järvi koetaan lähes luonnontilaiseksi, koska säännöstelyn vaikutukset eivät ole avovesikaudella selvästi havaittavissa. Maasto-oloista johtuen yleinen tiestö tulee vain paikoitellen järven välittömään läheisyyteen. Järven itä- ja koillisosissa tiettömyys turvaa erämaisuuden.

Maisemallisesti Inarijärven alue on monipuolinen, vaikka järven ranta-alueet ovat kasvillisuudeltaan karuja ja rantametsien vaihtelu on vähäistä. Rikkaat maisemakokonaisuudet syntyvät pääasiassa vesielementin ja rantaviivan muodon sekä topografian vaihteluista. Maisemat vaihtelevat suljetuista rantamaisemiin painottuvista nuorien ja sisäsaariston alueista suurten selkien avaruuteen.

Saaliin saamisen mahdollisuus ja saalis liittyvät Inarijärvellä lähes yksinomaan kalastukseen, sillä metsästykseen myydään Inarijärven alueelle vain vesilintulupia. Järven saaristossa ja rannikoilla on mahdollisuuksia myös keräilyyn. Sienestys- ja marjastuskohteita löytyy runsaasti ja varsinkin paikalliselle väestölle järven ympäristöt ovat tärkeitä hillan poimintakohteita.

RKTL:n tekemät kalastajien haastattelut (Salonen 1994a) kertovat selvästi, että saaliin ohella alueen laajuus ja luonnontilaisuus sekä maisema ovat merkittävä osa luontoelämystä. Inarijärvi tarjoaa mahdollisuuksia sekä saalista painottaville virkistyskalastajille että puhtaasti esteettisiin elämyksiin pyrkiville kävijöille sekä erilaisille yhdistelmille näistä tavoitteista.

6.3 Muodot ja palveluvarustus

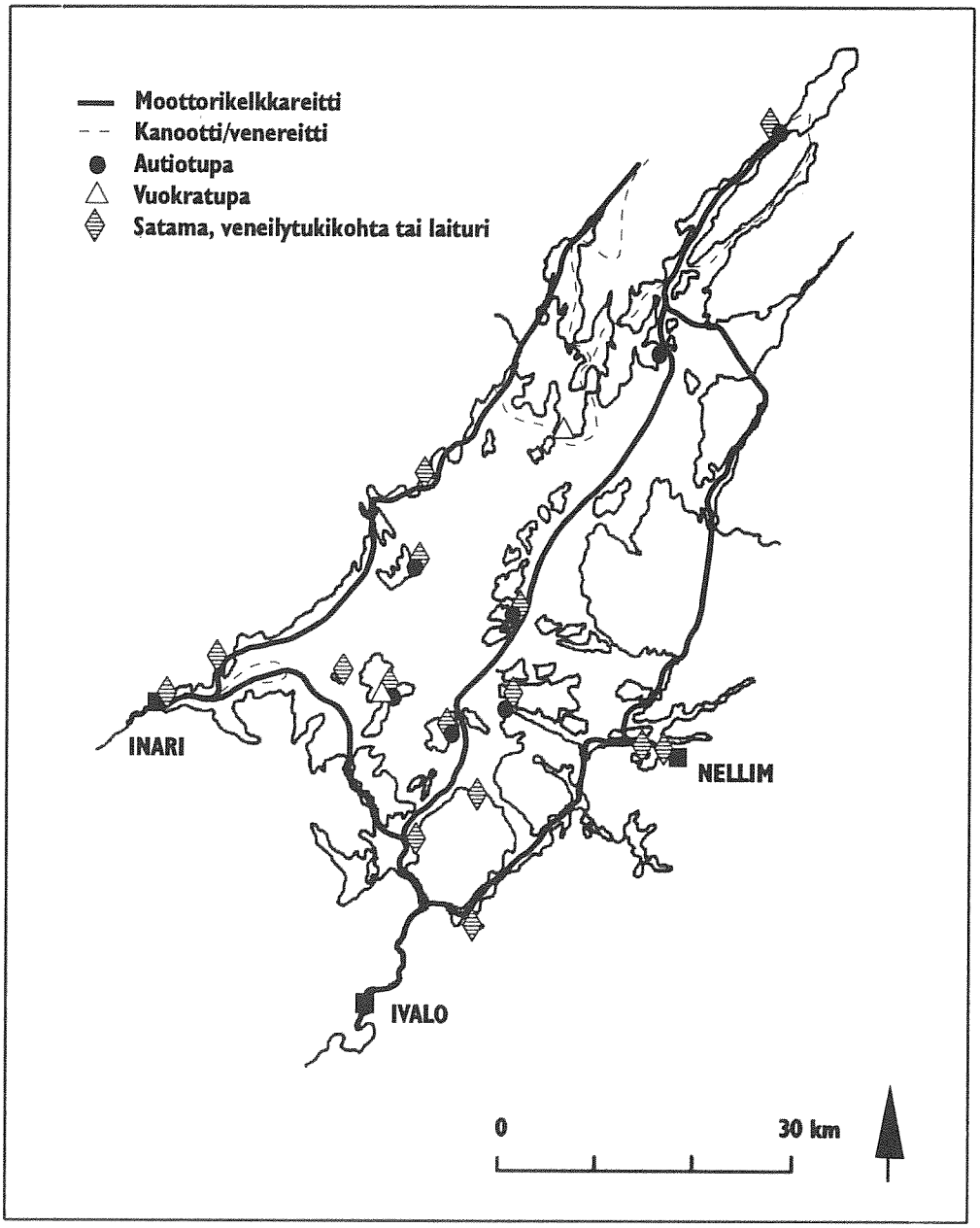
Virkistyskalastus on perinteisintä Inarijärven virkistyskäyttöä. Se on itsenäisen virkistyskäytön muodon lisäksi vaihtelevan osuuden omaava oheistoiminto retkeilytyyppisessä käytössä (luku 9).

Inarijärvi on suosittu loma-asumisen kohde. Metsähallitus on vuokrannut Inarijärven alueelta vuoteen 1995 mennessä yhteensä noin 220 lomarakennuspaikkaa. Yksityismailla on osayleiskaava-alueella vuonna 1995 ollut 359 loma-asuntoa ja 218 uutta rakennuspaikkaa. Lomarakentaminen on tärkeä Inarijärven virkistyskäyttöön vaikuttava tekijä, koska se tuo uutta pysyvää käyttäjäkuntaa. Osittain virkistystarkoituksiin käytettäviä kämppiä ovat myös valtionmaalta paikallisille asukkaille vuokratut kalakämppien paikat sekä kolttalain tai luontaiselinkeinolain perusteella saadut maksuttomat kalakämppien paikat.

Inarijärven välittömässä läheisyydessä sijaitsevien järvelle toimintaansa painottavien matkailuyritysten lisäksi myös Ivalon ja Saariselän yrityksistä suuntautuu toimintaa Inarijärvelle. Yritykset tarjoavat monipuolisia majoitus- ja ravintolapalveluja sekä ohjelmapalveluja (venekuljetuksia, veneiden ja moottorikelkkojen vuokrausta, lentopalveluja, johdettuja hiihtäjien ja moottorikelkkailijoiden ryhmiä). Inarijärvellä yrittäjät käyttävät valtaosin Metsähallituksen ylläpitämää palveluvarustusta tai yksityisiä loma-asuntoja ja kalakämppiä.

Veneily liittyy osana virkistyskalastukseen, loma-asumiseen sekä matkailun yritystoimintaan mutta se esiintyy myös omana toimintonaan. Veneilyssä on tapahtunut 1970-luvun lopulta lähtien nopeaa kehitystä, joka näkyy sekä veneiden määrän lisääntymisenä että laadun paranemisena. Perinteinen puuvenekanta on poistunut lähes kokonaan ja uudet suuremmat moottoriveneet ovat yleistyneet. Merenkulkuhallituksen tekemä väylien kehittäminen ja 1980-luvun alussa markkinoille tullut merikartta ovat parantaneet veneilyn edellytyksiä ratkaisevasti. Myös satamia on kehitetty. Virkistyskäytön kannalta tärkeimpiä satamia ovat Inarin kirkonkylä, Nellim, Nanguniemi ja Veskoniemi (kuva 21).

Metsähallitus ylläpitää Inarijärven ulkoilun palveluvarustusta, joka on valtaosin käyttäjälle maksutonta ja jokamiehen oikeudella käytettävää yhteiskunnallista palvelua. Perinteisin osa Inarijärven ulkoilun palveluvarustusta ovat autiotuvat. Vanhimmat niistä ovat 1800-luvulta ja ne on rakennettu Jäämerelle kulkevien suojapaikoiksi. Nykyinen tupaverkosto käsittää seitsemän tupaa (kuva 21). Maksullisia Metsähallituksen ylläpitämiä palveluja Inarijärvellä edustavat vuokratuvat. Yleisesti varattavia vuokratupia on kaksi (kuva 21) ja osayleiskaavassa on Varttasaaren suunnalla aluevaraus vielä kahden vuokratuvan rakentamiseksi.



Kuva 21. Moottorikelkkareitit, ohjeelliset kanootti- ja venereitit, autiotuvat, vuokratuvat sekä satamat, veneilytukikohdat ja laiturit Inarijärvellä.

Metsähallituksen ylläpitämiä ovat myös veneilytukikohdat laitureineen ja sääsuojineen, joita on rakennettu Suovasaareen, Pielpavuonoon, Lusmanuoran Peiliniemeen ja Kaamassaaren Tyllylahteen. Nähtävyyskohteisiin (Ukonkivi, Korkea Mauran jääluola sekä Täyssinän rauhan rajamerkki Kaamassaaressa) on rakennettu laiturit ja järjestetty jätehuolto.

Veneiden siirtolaitteita on Tsuolisvuonosta Tsuolisjärveen sekä Kallovuonosta Nitsijärveen. Lähinnä kanoottiretkeilyä varten on rakennettu uudelleen perinteinen venereitti Nitsijärven kautta Sevettijärven vesistöön. Talvisen retkeilyn kannalta keskeisten väylien, moottorikelkkaurien, viitoittaminen sekä opaskarttojen tuottaminen on Metsähallituksen tehtävänä (kuva 21).

6.4 Kehittäminen

Virkistyskäytön kehittäminen valtionmaalla on ensisijaisesti Metsähallituksen tehtävä. Maankäytön suunnittelun virallisen perustan Inarijärven alueelle antavat Inarijärven osayleiskaava ja erämaalaki. Alueen aktiivinen kehittäminen ja rakentamien tulee keskittymään osayleiskaavassa määritellyllä tavalla järven länsiosaan ja vastaavasti itäosassa päätavoitteena on erämaa-arvojen säilyttäminen Vätsärin erämaan hoito- ja käyttösuunnitelmassa määriteltävällä tavalla.

Inarijärven osayleiskaava käsittää järven länsipuolen ja sen tavoitteena on Inarijärven luonnonarvojen säilyttäminen sekä virkistyskäytön ja lomarakentamisen tasapainoinen kehittäminen. Kaavaan on sisällytetty myös yleisen virkistyskäytön tarvitsemat rakennuspaikat. Osayleiskaavan kattama alue kuuluu pääosin valtioneuvoston vuonna 1990 vahvistamaan rantojen suojeluohjelmaan. Ympäristöministeriön, Inarin kunnan ja Metsähallituksen kesken on sovittu, että rantojensuojeluohjelma toteutetaan osayleiskaavalla.

Inarijärven itäosa kuuluu erämaalailla perustettuun Vätsärin erämaahan. Lain mukaan tavoitteena on erämaa-arvojen säilyttämisen lisäksi monipuolisen käytön, lähinnä perinteisten käyttömuotojen, edistäminen ja saamelaiskulttuurin edellytysten turvaaminen. Teiden rakentaminen on kielletty ja rakennuksia voidaan rakentaa vain luontaiselinkeinojen tarpeisiin. Laki sallii virkistyskäytön palveluvarustuksen kehittämisen ja erämaa-alueelle laadittavassa hoito- ja käyttösuunnitelmassa otetaan yksityiskohtaisesti kantaa erämaahan kuuluvan valtionmaan virkistyskäyttöön. Palveluvarustuksen suunnittelussa johtavana periaatteena on käytön suunnitelmallinen ohjaus, jonka tavoitteena on kulumisen ja roskaantumisen minimointi sekä käytön keskittäminen sopiviin kohteisiin. Vätsärin erämaa-alueella palveluvarustus tullaan kohdentamaan Inarijärvelle ja erämaan sisäosa pidetään mahdollisimman luonnontilaisena. Erämaan sisällä olevien yksityismaiden rakentamista ohjaavat vain rakennuslain yleiset määräykset.

7 Vesistön tila ja sen kehittyminen

Annukka Puro[1], Liisa Lepistö[2], Olavi Sandman[3]

[1] Lapin ympäristökeskus
[2] Suomen ympäristökeskus
[3] Etelä-Savon ympäristökeskus

7.1 Tutkimukset

Inarijärvitutkimuksen yhtenä tavoitteena oli järven tilan ja kehityssuunnan selvittäminen. Tähän osatutkimukseen kuuluivat seuraavat osat:

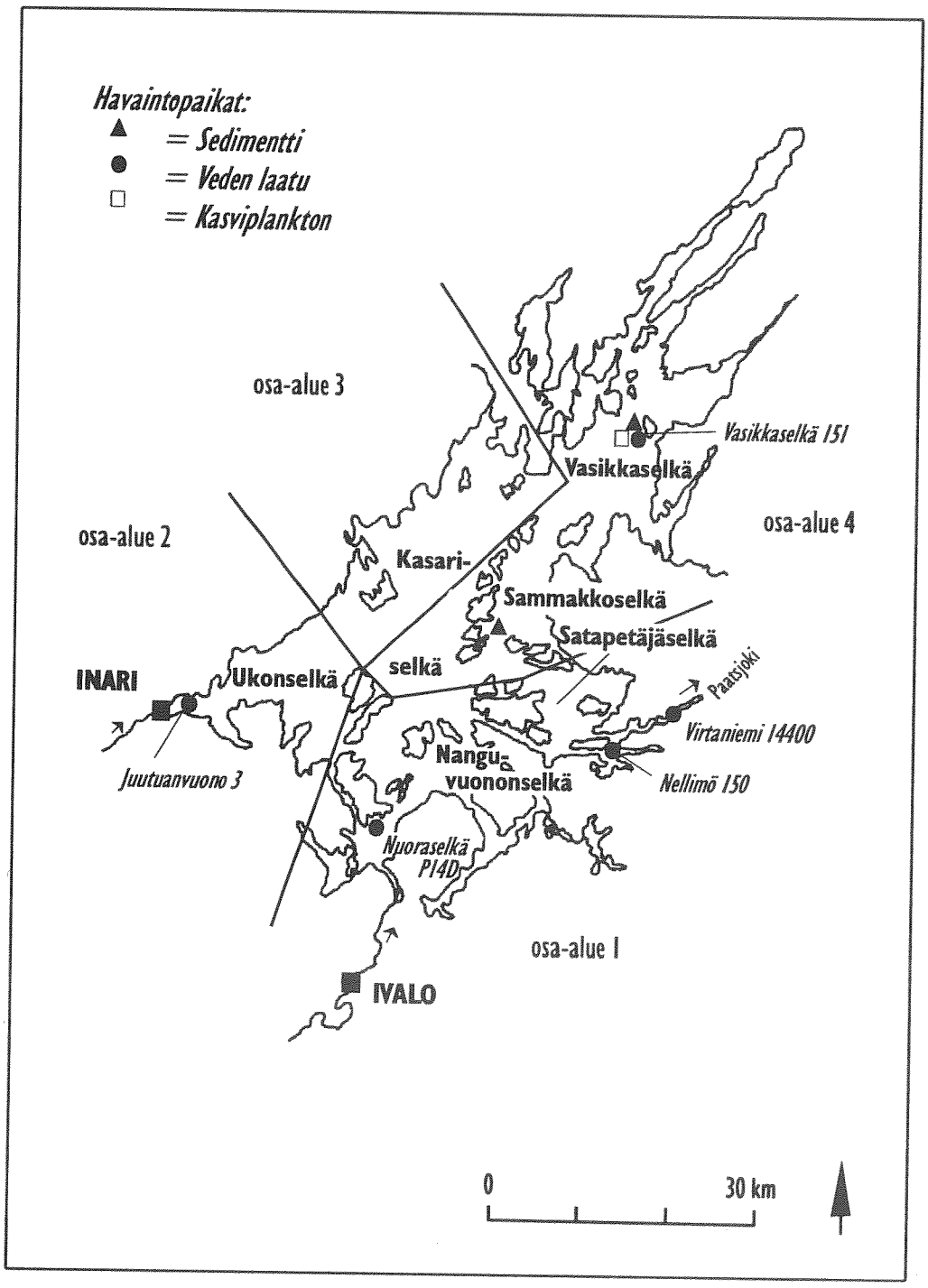
1. Inarijärven valuma-alueen tila ja kuormitus
2. Järven veden laadun kehittyminen ja nykytila
3. Järven tuotannollinen perusrakenne
4. Kasviplanktonin kehittyminen
5. Järven tilan kehittyminen sedimenttitutkimusten perusteella

Tutkimuksen kuluessa tuotantotutkimuksen osuutta päätettiin supistaa, ja Inarijärvellä tehtiin vain alustavia ulappa-alueen tuotantotutkimuksia elokuussa 1992. Kahden tutkimusjakson aikana mitattiin bakteeri- ja kasviplanktontuotantoa ja otettiin näytteet eläinplanktontuotannon laskemista varten. Inarijärven valuma-aluetta sekä järven tilaa ja sen kehittymistä on tarkasteltu laajemmin erillisessä raporttiluonnoksessa (Puro 1995). Suomen puoleisen Paatsjoen vesistöalueen käyttömuotoja sekä kuormituksen perusteita on tarkasteltu raportissa "Paatsjoen vesistöalueen käyttömuodot ja niiden kehittäminen" (Puro ja Maunuvaara 1996).

Inarijärven vedenlaatu- ja kasviplanktontutkimukset perustuvat pääosin valtakunnallisiin veden laadun ja kasviplanktonin seurantoihin. Säännöllisen veden laadun seurannan piirissä on Inarijärvessä neljä syvännehavaintopaikkaa ja yksi virtahavaintopaikka järven luusuassa Paatsjoessa (kuva 22). Paatsjoen veden laadun seuranta alkoi vuonna 1964, ja Vasikkaselän ja Nellimön syvännepisteiden seuranta vuonna 1965. Myöhemmin seurantaan otetut järvihavaintopaikat sijaitsevat Nuoraselällä lähellä Ivalojokisuuta ja Juutuanvuonossa. Näiden säännöllinen seuranta alkoi vastaavasti vuosina 1979 ja 1981.

Tihein vedenlaatuaineisto on Paatsjoen virtahavaintopaikalta, josta näytteitä on otettu yleensä neljä kertaa vuodessa (maalis-, touko-, elo- ja lokakuu). Järvihavaintopaikkojen veden laatua on seurattu vuoteen 1974 saakka ainoastaan kerran vuodessa (maalis-huhtikuu) ja tämänkin jälkeen Vasikkaselän havaintopaikkaa lukuunottamatta vain 2 - 3 kertaa vuodessa (maalis-, elo- ja lokakuu).

Kasviplanktonnäytteitä on otettu vuodesta 1964 alkaen, mutta säännöllinen kasviplanktonseuranta käynnistyi Inarijärvellä vasta 1980-luvulla. Inarijärven tilan kehittymistä kasviplanktonin määrän ja lajiston perusteella tarkasteltiin Vasikkaselän havaintopaikan vuosien 1964 - 1995 tulosten pohjalta.



Kuva 22. *Veden laadun, kasviplanktonin ja sedimentin havaintopaikat Inarijärvessä sekä rantavyöhykkeen eliöyhteisöjä koskevassa osatutkimuksessa käytetty Inarijärven osa-aluejako: 1 = kaakkoisosa, 2 = Ukonselkä, 3 = luoteisosa, 4 = keski- ja pohjoisosa.*

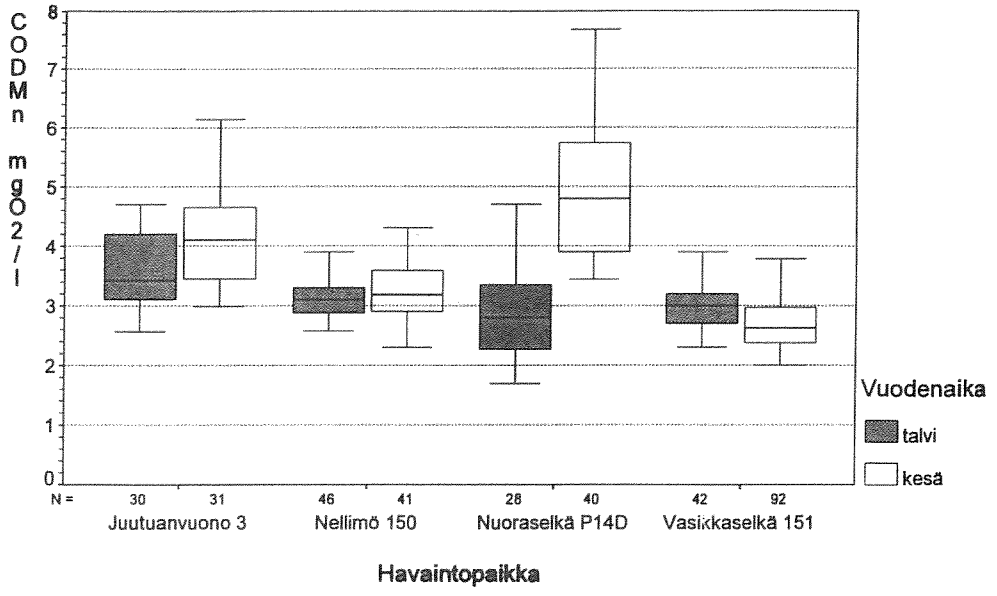
Sedimenttitutkimuksen avulla pyrittiin selvittämään ennen kaikkea säännöstelyn vaikutusten, rehevyystason muutosten sekä ilmaperäisten saastukkeiden määrässä tapahtuneiden muutosten peilautumista Inarijärven sedimenteissä. Sedimenttitutkimukset perustuvat Vasikkaselän ja Varttasaaren syvänteistä vuosina 1991 ja 1992 otettuihin näytteisiin.

7.2 Veden laadun alueellinen ja vuodenaikainen vaihtelu

Vesi- ja ympäristöhallinnossa siirryttiin useimpien vedenlaatumuuttujien osalta ns. standardimenetelmien käyttöön 1970-luvun alkupuolella (Vesihallitus 1981). Tämän vuoksi vedenlaatutarkastelut on tehty pääosin vuosijaksolle 1975 - 1995. Aikasarjatarkasteluissa eri vedenlaatumuuttujien analyysimenetelmien muutosajankohdat on otettu tarkemmin huomioon.

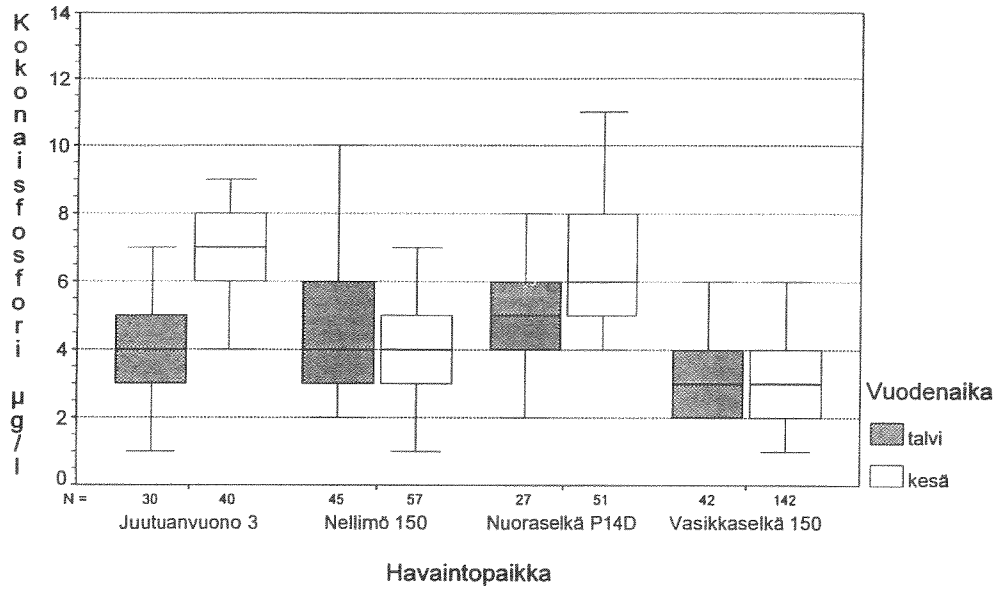
Inarijärven veden laadun alueellista ja vuodenaikaista vaihtelua tarkasteltiin SPSS-ohjelmalla ns. boxplot-kuvioiden avulla. Boxplot-kuvio muodostetaan siten, että kuvion laatikon sisälle jää 50 % havainnoista; ts. 25 % maksimiarvoista ja 25 % minimiarvoista poistetaan. Laatikon kahtia jakava viiva ilmaisee muuttujan mediaanin, ja sen sijainti kertoo muuttujan jakauman muodosta. Laatikosta ylös ja alas suuntautuvat janat tarkoittavat muuttujan korkeinta ja matalinta arvoa, joka ei vielä ole ns. outlier- tai extreme-arvo. Extreme-arvot määritellään siten, että ne sijaitsevat laatikon reunasta vähintään kolmen laatikon mitan päässä, ja vastaavasti outlier-arvot sijaitsevat vähintään 1,5 - 3 laatikon mitan päässä laatikon reunasta. Aineistossa tarkasteltiin pintavesikerroksen (0 - 5 m) havaintoja vuodesta 1975 lähtien. Aineisto on jaettu vuodenaikoihin siten, että marras-toukokuu ovat "talvea" ja kesä-lokakuu "kesää".

Selvimmät alueelliset erot Inarijärven veden laadussa havaitaan orgaanisen aineen määrää kuvaavien muuttujien kuten veden värin (kuva 7), kemiallisen hapenkulutuksen (kuva 23) ja rautapitoisuuden arvoissa. Näiden muuttujien arvot ovat jokisuiden edustoilla korkeampia kuin Nellimössä tai Vasikkaselällä, mikä johtuu jokien valuma-alueilta tulevasta orgaanisesta aineesta ja siihen sitoutuneesta raudasta. Jokisuilla myös vuodenaikojen välinen vaihtelu ja hajonta ovat voimakkaita. Etenkin Ivalojoen edustalla sijaitsevalla Nuoraselän havaintopaikalla pitoisuudet ovat korkeimmillaan kesällä suurempien virtaamien aikaan.



Kuva 23. ***Kemiallisen hapenkulutuksen (COD_{Mn} mgO_2 /l) vaihtelu talvi- ja kesäaikoina*** *Inarijärven eri havaintopaikoilla. N = havaintojen määrä.*

Veden kokonaisfosforipitoisuuksissa havaitaan samansuuntainen, mutta lievempi alueellinen vaihtelu (kuva 24). Jokisuiden edustoilla pitoisuuden mediaanit ovat avovesikaudella keskimäärin 6 - 7 µg/l, Nellimössä 4 µg/l ja Vasikkaselällä 3 µg/l. Kokonaistypen osalta ei ole havaittavissa selvää vaihtelua eri havaintopaikkojen tai vuodenaikojen välillä. Typpipitoisuus vaihtelee avovesikaudella yleensä 150 - 200 µg/l.



Kuva 24. *Kokonaisfosforin (µg/l) vaihtelu talvi- ja kesäaikoina Inarijärven eri havaintopaikoilla. N = havaintojen määrä.*

Inarijärvessä tuotantoa rajoittavaa ravinnetta tarkasteltiin sekä kokonaisravinteiden suhteen (TN:TP) että liuenneen epäorgaanisen typen ja kokonaisfosforin suhteen (DIN:TP) perusteella (taulukko 10). Forsbergin ym. 1978 mukaan fosfori on tuotantoa rajoittava minimiravinne, jos kokonaisravinteiden suhde on suurempi kuin 17 ja typpi rajoittaa tuotantoa, kun suhde on alle 10. Joissakin tutkimuksissa (mm. Morris ja Lewis 1988, Axler ym. 1994) DIN:TP -suhdetta on pidetty parhaana minimiravinteen indikaattorina. Axlerin ym. 1994 mukaan fosfori rajoittaa tuotantoa, kun DIN:TP -suhde on yli 4 ja typpi, kun suhde on alle 1,3. TN:TP-suhteen perusteella fosfori näyttäisi olevan tuotantoa rajoittava tekijä kaikilla havaintopaikoilla, mutta DIN:TP-suhteen perusteella jokisuiden edustoilla myös typpi voi yhdessä fosforin kanssa olla tuotantoa rajoittava ravinne.

Ammoniumtypen pitoisuus vaihteli avovesikaudella tavallisimmin 4 - 12 µg/l eikä eri havaintopaikkojen välillä ollut merkittäviä eroja. Sen sijaan nitriitti- ja nitraattitypen summa oli jokisuiden edustoilla huomattavasti alhaisempi (alle 10 µg/l) kuin Nellimössä (18 - 28 µg/l) tai Vasikkaselällä (36 - 48 µg/l). Järven itä- ja pohjoisosissa fosforin puute rajoittaa ilmeisesti perustuotantoa siinä määrin, että nitraattityppeä jää käyttämättä.

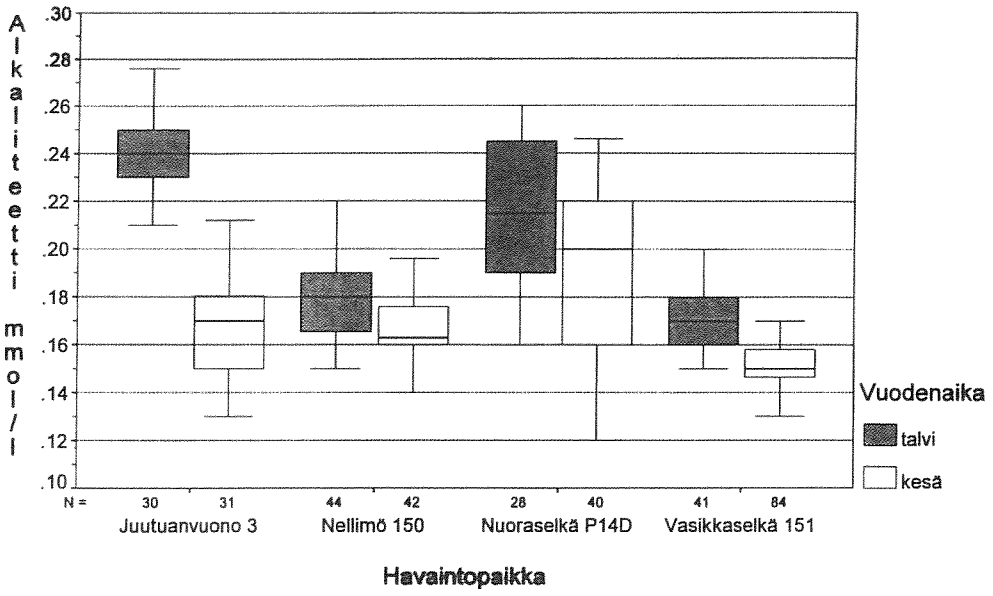
Kasviplanktonin biomassaa ja tuotannon tasoa kuvastava a-klorofyllipitoisuus oli jokisuiden edustoilla korkeammalla tasolla kuin Nellimössä tai Vasikkaselällä. Klorofyllipitoisuuden mediaanit olivat Nuoraselällä 2,4 µg/l, Juutuanvuonossa 1,8 µg/l, Nellimön edustalla 1,4 µg/l ja Vasikkaselällä 1,1 µg/l. Syvännehavaintopaikkojen a-klorofyllin ja kokonaisravinteiden pitoisuuksien perusteella Inarijärvi on luokiteltavissa oligotrofiseksi järveksi (OECD 1982).

Alkaliteetin, sähkönjohtavuuden ja pH:n arvoissa esiintyi selvää vuodenaikaisvaihtelua. Veden puskurikykyä kuvastava alkaliteetti (kuva 25) ja sähkönjohtavuus olivat kaikilla havaintopaikoilla talvella selvästi korkeammalla tasolla kuin kesällä. Alkaliteetin vuodenaikojen väliset erot olivat suurimmat Juutuanvuonossa ja pienimmät Nellimössä. Vuodenaikaisrytmiikkaan vaikuttavat keväällä lumen sulaessa lumeen kertyneet happamoittavat yhdisteet, jotka kuluttavat veden puskurikykyä. Syksyn ja talven mittaan alkaliteetti palautuu ennalleen valuma-alueella ja vedessä tapahtuvien puskurointireaktioiden vaikutuksesta. Sähkönjohtavuusarvot vaihtelivat avovesikaudella keskimäärin 2,9 - 3,3 mS/m, ja talvella 3,3 - 4,0 mS/m.

Pintaveden pH oli kesällä selvästi korkeampi kuin talvella. Tämä johtuu kesällä tapahtuvasta levien yhteyttämistoiminnasta ja sen aiheuttamasta pH:n noususta. Vastaavasti talvella vedessä tapahtuva hajotustoiminta ja kaasujen vaihdon estyminen jääpeitteen vuoksi laskee veden pH:ta. Avovesikaudella pintavesi oli happamuudeltaan lähellä neutraalia, pH:n vaihdellessa tavallisimmin 7,1 - 7,3. Talvella pH vaihteli tavallisimmin 6,8 ja 7,1 välillä ollen alhaisin jokisuiden edustoilla.

Taulukko 10. Kokonaisravinteiden suhde (TN:TP) sekä liuenneen epäorgaanisen typen ja kokonaisfosforin suhde (DIN:TP), keskiarvo (x), minimi, maksimi ja havaintojen määrä (n) Inarijärven syvännehavaintopaikoilla vuosien 1975 - 1995 avovesikauden päällysveden (0 - 5 m) tulosten mukaan.

Havaintopaikka	Ravinnesuhde	x	min	max	n	Minimiravinne
Juutuanvuono 3	TN:TP	26,3	13,6	73,3	37	P
	DIN:TP	2,8	0,6	6,8	16	NP
Nuoraselkä P14D	TN:TP	28,6	10,0	56,0	47	P
	DIN:TP	1,8	0,5	3,0	22	NP
Nellimö 150	TN:TP	51,3	9,4	160,0	49	P
	DIN:TP	9,0	1,6	35,0	22	P
Vasikkaselkä 151	TN:TP	62,8	11,1	300,0	122	P
	DIN:TP	15,0	1,6	71,0	62	P

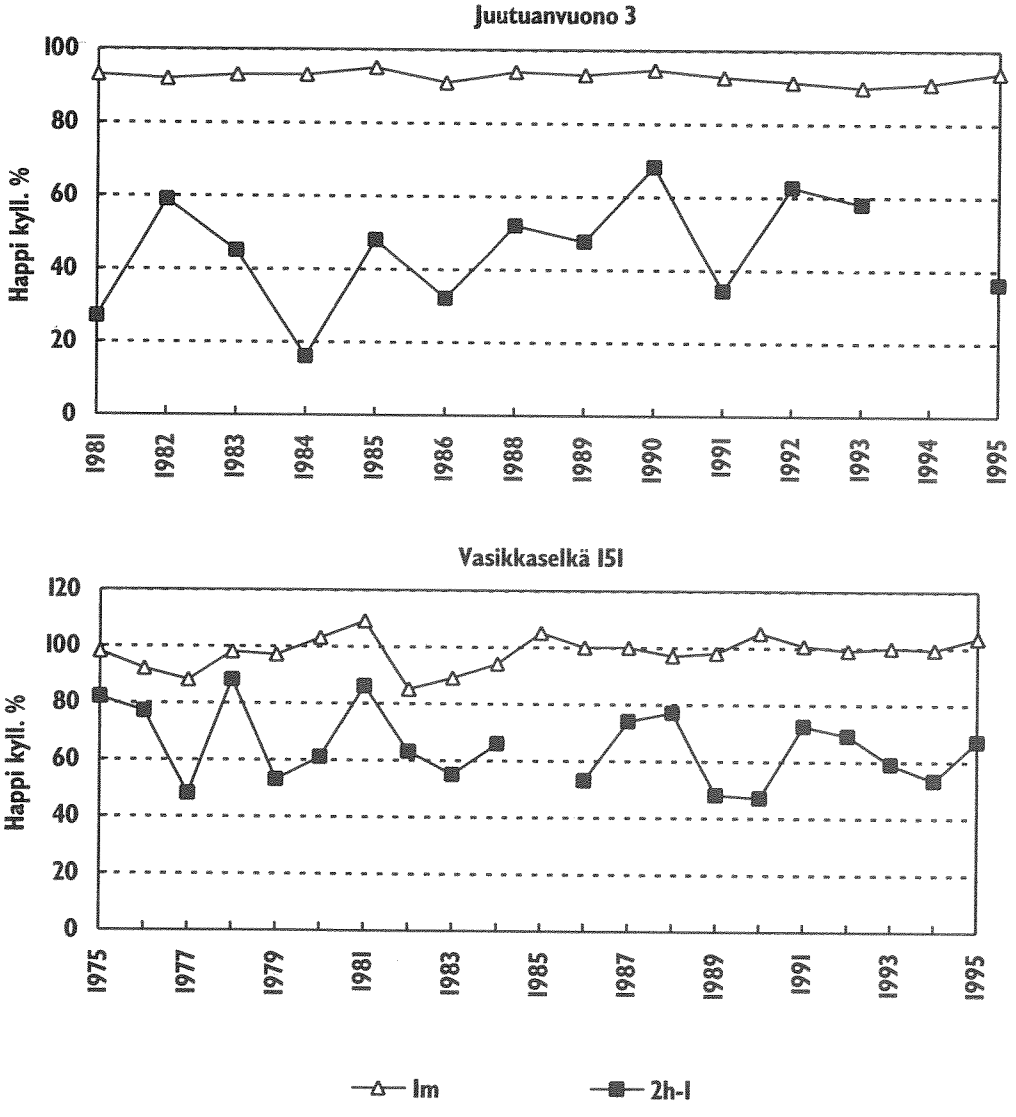


Kuva 25. Alkaliteetin (mmol/l) vaihtelu talvi- ja kesäaikoina Inarijärven eri havaintopaikoilla. N = havaintojen määrä

Veden laadun vertikaalinen vaihtelu

Pohjois-Suomen karuissakin järvissä ilmenee hapenvajausta kevättalvella. Pitkä jääpeitteinen kausi (noin 7 kk) ja nopean jäätymisen johdosta suhteellisen korkeaksi jäävä veden lämpötila kuluttavat happea etenkin pohjan läheisissä kerroksissa. Hapen kulumiseen vaikuttavat myös havaintopaikan kokonaissyvyys ja syvänteen laajuus. Inarijärven syvännehavaintopaikkojen maksimisyvyydet ovat seuraavat: Juutuanvuono noin 18 m, Nuoraselkä noin 31 m, Nellimö 40 - 44 m ja Vasikkaselkä 91 - 95 m.

Kevättalvella maalis-huhtikuussa hapen kyllästysaste on vaihdellut Juutuanvuonossa ja Nuoraselällä pohjan läheisissä vesikerroksissa yleensä 20 ja 60 % välillä ollen keskimäärin noin 45 % (kuva 26). Vasikkaselällä ja Nellimössä hapen kyllästysaste on vaihdellut pohjan lähellä 40 - 80 % ja keskimäärin se on ollut noin 65 %. Jokisuiden edustoilla on siten kevättalvella hapen vajausta pohjan läheisissä vesikerroksissa. Suurimmassa osassa vesipatsasta happitilanne on kuitenkin hyvä hapen kyllästysasteen ollessa esim. Nuoraselällä 25 m saakka yli 60 % ja Vasikkaselällä 80 m saakka yli 80 %.



Kuva 26. *Hapen kyllästysaste (%) Juutuanvuonon ja Vasikkaselän syvännehavaintopaikkojen pintavedessä (1 m) ja metri pohjan yläpuolella (2h - 1) maalis-huhtikuussa.*

Hapenvajaus pohjan läheisissä vesikerroksissa johtaa sedimenttiin sitoutuneiden aineiden, lähinnä raudan, fosforin ja typen vapautumiseen sedimentistä. Inarijärvellä happipitoisuuden aleneminen kevättalvella näkyy jokisuiden edustoilla kokonaisfosforin ja etenkin raudan pitoisuuksien kasvuna pohjan läheisissä vesikerroksissa. Vasikkaselän syvänteessä rauta- ja fosforipitoisuudet olivat pohjan lähellä 1,5 - 2 -kertaisia pintaveden pitoisuuteen verrattuna. Sen sijaan Nellimössä erot pinnan ja pohjan välillä olivat hyvin vähäiset.

Elokuussa hapen kyllästysaste on ollut muualla paitsi Nuoraselällä koko vesipatsaassa keskimäärin 90 %. Nuoraselällä hapen kyllästysaste oli pohjan lähellä keskimäärin 62 %, ja samanaikaisesti oli havaittavissa lievää rauta- ja fosforipitoisuuden kasvua. Muilla havaintopaikoilla raudan, fosforin tai typen pitoisuudet eivät olleet kohonneet pohjan läheisissä vesikerroksissa.

Alusveden hapen kuluminen kevättalvella jokisuiden edustoilla johtuu jokien mukanaan kuljettaman orgaanisen aineen hajotustoiminnan aiheuttamasta hapen kulumisesta sekä vesimassassa että pohjasedimentissä. Ihmistoiminnasta aiheutuvan kuormituksen osuutta hapen kulumiseen on vaikea arvioida jokisuiden havaintopaikkojen lyhyen seurantajakson vuoksi. Nellimön ja Vasikkaselän havaintopaikoilla alusveden happitilanteessa ei ollut havattavissa heikkenemistä.

7.3 Veden laadun kehittyminen

7.3.1 Aineisto ja menetelmät

Veden laadun pitkän aikavälin kehitystä ja mahdollisten muutostrendien olemassaoloa tutkittiin tarkastelemalla vedenlaatumuuttujien aikasarjoja ja eri muuttujien välisiä suhteita. Aikasarjatarkasteluun soveltuvat riittävän pitkät ja tiheät havaintojaksot ovat olemassa lähinnä Paatsjoen Virtaniemen havaintopaikalta, joka kuvaa Inarijärven luusuan veden laatua. Myös Inarijärven Vasikkaselän havaintopaikan veden laadun muutoksia tarkasteltiin aikasarjojen avulla, vaikka vedenlaatuaineisto onkin melko harva. Aikasarjan tarkastelujakson pituus valittiin standardimenetelmän tai sitä vastaavan menetelmän käyttöönoton mukaan. Vasikkaselällä aikasarjatarkastelut tehtiin päällysveden (0 - 5 m) tuloksista aikaisintaan vuodesta 1974 alkaen, mistä lähtien näytteitä on otettu vähintään kahdesti vuodessa.

Havaittujen muutosten merkittävyyttä testattiin erityisesti tätä varten kehitetyllä mikrotietokoneohjelmistolla - DETECT:illä (Cluis 1989). Ohjelmisto käyttää aikasarjojen testaukseen ei-parametrisiä testejä, jotka on sovitettu siten, että ne ottavat huomioon vedenlaatuaineistojen erityispiirteet (Kettunen 1989). Trenditarkastelu tehtiin seuraaville muuttujille: alkaliteetti, pH, sähkönjohtavuus, väriluku, kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn}), kokonaisrikistä saatu laskennallinen sulfaatti (Vuorenmaa, julkaisematon), emäskationisumma, kloridi, kokonaisfosfori, kokonaistyppi sekä Paatsjoen aineistosta lisäksi rauta ja Vasikkaselän aineistosta nitraatti- ja ammoniumtyppi, a-klorofylli ja avovesikauden näkösyvyys.

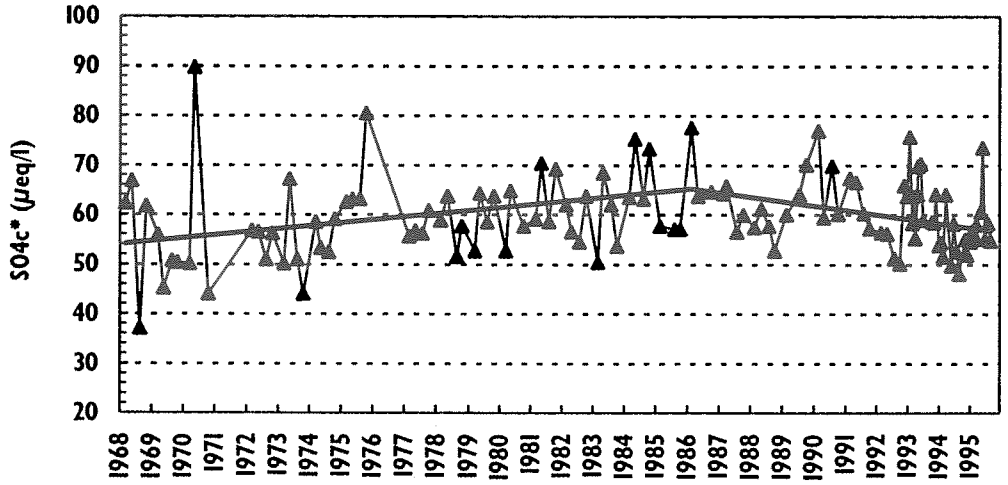
7.3.2 Havaitut veden laadun muutokset

Selvimmät muutokset sekä Paatsjoen että Vasikkaselän veden laadussa havaittiin alkaliteetin, sulfaatin ja kokonaisravinteiden aikasarjoissa. Paatsjoen osalta myös emäskationisumman aikasarjassa oli selvä kehitys. Kloridipitoisuuksissa havaittu tason lasku vuosien 1977 ja 1978 vaihteessa johtuu todennäköisesti analyysin suoritustavassa tapahtuneesta systemaattisesta muutoksesta, sillä kloridilaskeumis-

sa ei ole samanaikaisesti tapahtunut selvää muutosta. Vastaava hyppäyksellinen muutos on nähtävissä mm. Ivalojoen, Ounasjoen Könkään ja Simojoen virtahavaintopaikoilla.

Paatsjoen vedenlaatuaineistossa oli hyvin suurta vaihtelua 1960-luvun lopun ja 1970-luvun alun tuloksissa etenkin alkaliteetin, pH:n, sähkönjohtavuuden, emäskationien ja sulfaatin osalta. Vaihtelu johtunee osittain tiheästä näytteenotosta, sillä vuosina 1968 - 1971 näytteitä oli otettu 8 - 12 kpl vuodessa. Tällöin veden laadun vaihtelun voimakkuus saatiin paremmin kiinni kun muiden vuosien neljästi vuodessa tapahtuvalla näytteenotolla. Myös hydrologisten olosuhteiden muutos voi selittää havaittua vaihtelua, sillä runsassateisten vuosien 1964 - 1967 jälkeen sademäärät olivat alhaisia vuosina 1968 - 1973 (kuva 3), mikä heijastui viiveellä myös Paatsjoen virtaamiin (kuva 5b).

Paatsjoen vedenlaatuaineistossa kokonaisrikistä saadun laskennallisen, eimerellisen sulfaatin aikasarjassa oli havaittavissa kasvava trendi 1960-luvun lopulta 1980-luvun puoliväliin saakka (kuva 27), minkä jälkeen sulfaatin pitoisuus kääntyi laskuun. Kloridipitoisuudessa tapahtuneen tason laskun johdosta sulfaatin kasvavaa trendiä voidaan pitää vain suuntaa antavana, sillä vuosijaksolla 1978 - 1985 sulfaatin keskimääräisessä pitoisuudessa ei ollut tilastollisesti merkitsevää muutosta. Sulfaatin laskeva trendi 1980-luvun puolivälistä lähtien havaittiin myös Vasikkaselän aineistossa. Veden laadussa havaittu sulfaatin laskeva suuntaus 1980-luvun puolivälistä lähtien on samansuuntainen Nellimin havaintoaseman sulfaattirikin laskeumatulosten kanssa.

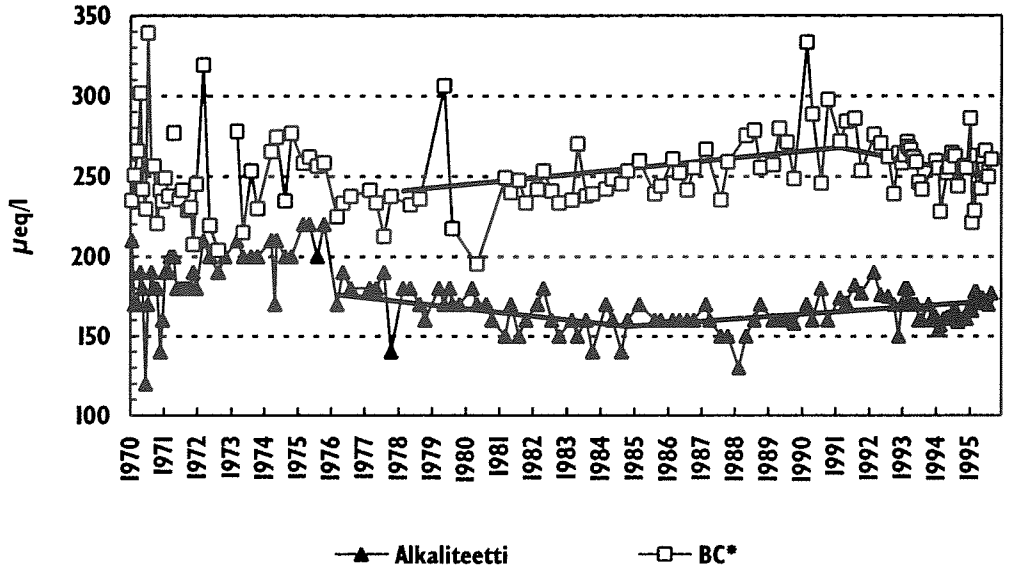


*Kuva 27. Laskennallisen sulfaatin (SO_4*c) aikasarja Paatsjoen havaintopaikalla vuosina 1968 - 1995.*

Sulfaatin mukana maaperästä huuhtoutuu ekvivalenttimäärä emäskationeja, joten emäskationisumman (kuva 28) ja sulfaatin samansuuntainen vaihtelu on odotettavaa. Paatsjoessa emäskationisumma kasvoi 1960-luvun lopulta vuoteen 1990, minkä jälkeen sen keskimääräinen pitoisuus kääntyi laskuun. Emäskationisumma kasvoi jyrkemmin vuosina 1978 - 1990, jolloin kloridin taso Paatsjoessa pysyi samana. Emäskationien pitoisuus kääntyi laskuun myöhemmin kuin sulfaatin, joten sulfaattihuuhtouman pienentyessä bikarbonaatti-ionin (HCO_3^-) osuus kantaja-anionina voimistui.

Paatsjoen alkaliteetin aikasarjassa on havaittavissa selvä notkahdus vuosien 1975 ja 1976 vaihteessa (kuva 28), vaikka analyysimenetelmä muuttui jo vuoden 1975 alussa. Samanaikaisesti alkaliteetin laskun kanssa myös emäskationipitoisuus aleni. Tarkasteltaessa Paatsjoen alkaliteetin aikasarjaa vuodesta 1976 lähtien

alkaliteetti laski vuoteen 1984 - 1985 saakka, minkä jälkeen se kääntyi nousuun. Alkaliteetti laski vuosina 1976 - 1984 keskimäärin 0,002 mmol/l vuodessa, jonka jälkeen se kasvoi keskimäärin 0,001 mmol/l vuosivauhdilla. Vasikkaselän alkaliteetin aikasarjassa löytyi tilastollisesti merkitsevä laskeva trendi koko tarkastelujaksolle (1975 - 1995). Aineistoon sopi kuitenkin paremmin trendi, jossa alkaliteetti laski vuoteen 1984 saakka, minkä jälkeen se kääntyi hienoiseen nousuun.



Kuva 28. *Alkaliteetin ja emäskationien (BC*) pitoisuudet (µeq/l) Paatsjoen havaintopaikalla vuosina 1970 - 1995.*

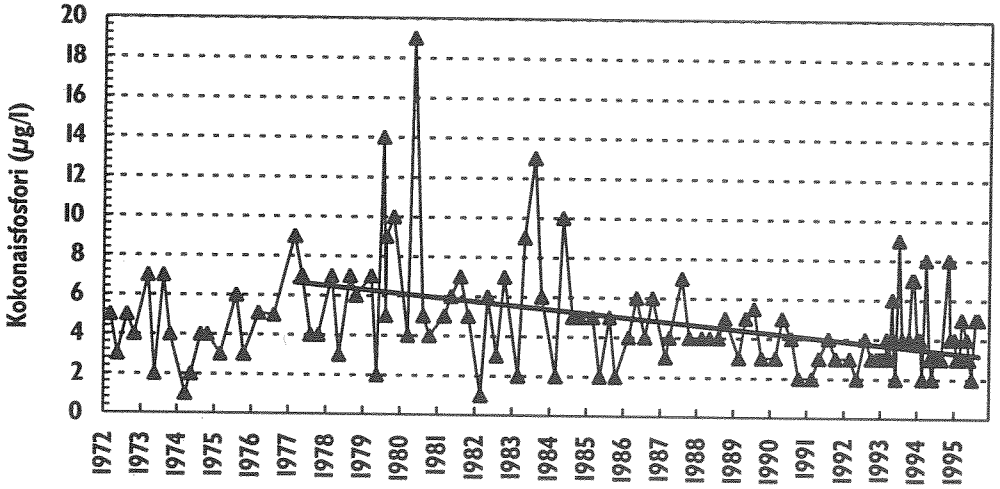
Alkaliteetin pitkäaikaismuutosten tulkintaa isoissa vesistöissä hankaloittaa hydrologisten olosuhteiden vaihtelu, mikä vaikeuttaa orgaanisen ja antropogeenisen eli ihmistoiminnasta peräisin olevan happamuuden erottamista. Märkinä ajanjaksoina sadevesi kulkeutuu vesistöihin pääosin maaperän pintakerroksissa, missä sen neutraloituminen on heikompaa kuin syvemmällä. Tällöin valuma-alueelta huuhtoutuu myös runsaammin orgaanista ainesta, humusta, jonka sisältämät humushapot voivat toimia vahvojen happojen tavoin. Humuksen huuhtoutumiseen vaikuttaa myös maankäyttö kuten metsänhakkuut ja maanpinnan muokkaus, joita Inarijärven valuma-alueella on tehty runsaammin 1970-luvun puolivälistä 1980-luvun loppupuolelle saakka. Paatsjoessa humushappoja vastaavan orgaanisen anionin pitoisuudet olivat märällä 1980-luvulla suurempia kuin kuivalla 1970-luvulla. Kuitenkaan Paatsjoen aineistossa millään vedenlaatumuuttujalla ei ollut selvää (> 0,5) korrelaatiota näytteenottohetken virtaaman kanssa.

Luontaisen ja ihmistoiminnasta peräisin olevan happamuuden osuutta voidaan tarkastella vertaamalla orgaanisen anionin ja ei-merellisen sulfaatin pitoisuuksia. Vuodesta 1980 lähtien orgaanisen anionin pitoisuus on vaihdellut keskimäärin 25 - 40 µeq/l ja ei-merellisen sulfaatin 55 - 75 µeq/l. Pääosin ihmistoiminnasta peräisin oleva sulfaatti on siten Inarijärven valuma-alueella keskimäärin humusta tärkeämpi happamuuden aiheuttaja. Alkaliteetin ja sulfaatin suhteen perusteella antropogeeninen happamoitumiskehitys Inarijärvessä näyttäisi pysähtyneen vuosina 1984 - 1985.

Paatsjoen sähkönjohtavuudessa kuten emäskationeissa ja alkaliteetissa oli suurta vaihtelua 1970-luvun alun tuloksissa. Aineistossa oli havaittavissa lievästi kasvava suuntaus vuodesta 1970 vuoteen 1983 saakka, minkä jälkeen siinä ei havaittu selvää muutosta. Tarkasteltaessa sähkönjohtavuuden aikasarjaa vuodesta

1975 lähtien siinä havaittiin laskeva suuntaus sekä Paatsjoen että Vasikkaselän aineistoissa. Vasikkaselällä lasku oli voimakkaampaa kuin Paatsjoessa. Sähkönjohtavuudessa esiintyi selvää vuodenaikaisvaihtelua ja pitoisuuden lasku oli voimakkainta kevättalven ja kevään tuloksissa. Tämä voi johtua osittain hydrologisista tekijöistä, sillä valuman kasvaessa 1980-luvulla johtokyky on voinut alentua laimenemisen johdosta. 1980-luvun loppupuolella kevään näytteenottoa pyrittiin myös systemaattisemmin ajoittamaan tulvan huippuaikoihin.

Paatsjoessa kokonaisfosforin pitoisuudet olivat korkeammalla tasolla 1970-luvun lopulla ja 1980-luvun alussa, minkä jälkeen pitoisuudet tasoittuivat (kuva 29). Vuosijaksolla 1977 - 1995 fosforipitoisuudessa oli löydettävissä laskeva trendi, mutta vuodesta 1985 lähtien pitoisuudessa ei havaittu selvää muutosta. Vasikkaselällä kokonaisfosforin osalta havaittiin lievästi laskeva trendi koko tarkastelujaksolla (1974 - 1995). Jyrkemmin pitoisuudet laskivat vuodesta 1980 alkaen. Havaittu kokonaisfosforin pitoisuuden aleneminen voi johtua osittain analyysimenetelmän herkkyyden ja tarkkuuden paranemisesta 1980-luvun puolivälissä, vaikka menetelmä on säilynyt periaatteessa samana.



Kuva 29. Kokonaisfosforin aikasarja (µg/l) Paatsjoen havaintopaikalla vuosina 1972 - 1995.

Kokonaistypen aikasarjassa on löydettävissä laskeva trendi Paatsjoessa koko tarkastelujaksolla (1974 - 1995) ja Inarijärvessä vuosina 1982 - 1995. Osittain kokonaistypen ja nitraattitypen laskeviin trendeihin on vaikuttanut siirtyminen autoanalysaattorilla tapahtuvaan määritykseen vuoden 1986 lopulla, mikä näkyy kokonaistypen pitoisuuksien ja hajonnan pienenemisenä. Vuodesta 1987 lähtien kokonaistypen aikasarjoissa ei havaittu selvää muutosta. Nitraattitypen osalta havaittiin Inarijärvessä laskeva kehitys myös vuodesta 1987 lähtien. Pitoisuuksissa esiintyi selvää vuodenaikaisvaihtelua siten, että pitoisuudet olivat korkeimmillaan talvella ja laskivat minimiin kesän tuotantokaudella. Lyhyen tarkastelujakson vuoksi nitraattitypen trendiin on suhtauduttava varauksella.

Vasikkaselän avovesikauden aikaisessa näkösyvyydessä on löydettävissä kasvava trendi vuodesta 1980 vuoteen 1990, jonka jälkeen näkösyvyys aleni. Näkösyvyys kasvoi keskimäärin 6,0 metristä 7,5 metriin, jonka jälkeen se aleni vuoteen 1995 mennessä takaisin 6,0 metriin. Suhteellisen lyhyen tarkastelujakson ja havaintojen subjektiivisuuden johdosta havaittuja muutoksia voidaan pitää vain suuntaa antavina.

7.3.3 Tulosten tarkastelu

Selvimmät Inarijärven ja Paatsjoen veden laadussa tapahtuneet muutokset näyttävät liittyvän ilmaperäisen sulfaattilaskeuman aiheuttamaan happamoitumiskehitykseen, joka kuitenkin näyttäisi pysähtyneen 1980-luvun puolivälissä. Tällöin sulfaattipitoisuuden kasvu kääntyi laskuun ja vastaavasti alkaliteetin lasku pysähtyi ja kääntyi lievään nousuun. Sulfaattilaskeuman pieneneminen näkyi myös emäskationipitoisuuden pienenemisenä 1990-luvulla. Happamoitumiskehityksen pysähtyminen 1980-luvun puolivälissä on selitettävissä Suomen ja Kuolan niemimaan rikkipäästöjen vähenemisellä 1980-luvun alusta lähtien (luku 7.7.4).

Veden laadun aikasarjatarkastelut eivät tukeneet sedimentin piileväanalyyseissä havaittua järven vähittäistä ja lievää rehevöitymistä (luku 7.6). Sen sijaan veden laadussa havaittiin kokonaisravinteiden laskevat trendit 1970-luvun puolivälistä lähtien. Tulos on samansuuntainen Lapin järvisyvännehavaintopaikkojen kanssa, sillä verrattaessa vuosijaksojen 1974 - 1984 ja 1985 - 1995 kesäajan pitoisuuksia kokonaisfosforipitoisuus oli laskenut 89 %:ssa ja kokonaistyppipitoisuus 78 %:ssa havaintopaikoista (Viitala ja Räinä, käsikirjoitus).

Kokonaisravinteiden pitoisuuksissa havaitut laskevat trendit johtuvat osittain analyysimenetelmien herkkyyden ja tarkkuuden paranemisesta 1980-luvun puolivälissä. Etenkin fosforin osalta analyysimenetelmän tarkkuudessa tapahtuneet muutokset korostuvat Inarijärven kaltaisissa vesistöissä, missä liikutaan analyysitarkkuuden alarajalla. Ravinteiden kokonaispitoisuuksien määritysmenetelmät ovat suhteellisen karkeita kemiallisia menetelmiä, jotka eivät kuvaa levien käytössä olevaa ravinnemäärää. Biologiset indikaattorit kuten piilevälajiston koostumus ovat herkempiä ravinteiden käyttökelpoisuuden kuvaajia.

Kokonaisravinteiden ja orgaanisen aineen määrässä havaittuihin muutoksiin vaikuttavat myös hydrologiset olosuhteet ja valuma-alueen maankäyttö. Vaikka Inarijärven tasaavasta vaikutuksesta ja säännöstelystä johtuen Paatsjoen aineistossa ei millään tarkastellulla vedenlaatumuuttujalla ollut selvää korrelaatiota näytteenottohetken virtaaman kanssa, niin orgaanisen anionin pitoisuuden vaihtelu näytti kuitenkin seurailevan suhteellisen hyvin pitkäaikaisia virtaaman vaihteluita. 1970-luvun lopun ja 1980-luvun alun korkeampiin ravinteiden ja orgaanisen aineen pitoisuuksiin voi osaltaan vaikuttaa maankäytön kuten metsätaloustoimenpiteiden voimistuminen 1970-luvun puolivälistä alkaen.

Sähkönjohtavuudessa havaitut muutokset olivat osittain keskenään ristiriitaisia eivätkä antaneet kovin selkeää kuvaa tapahtuneesta kehityksestä. Tähän vaikuttanee se, että sähkönjohtavuus on ns. summamuuttuja, johon vaikuttavat useat eri tekijät. Myös virtaaman vaihteluilla on vaikutusta sähkönjohtavuuteen, sillä sekä Ivalojoen että Juutuanjoen aineistoissa virtaaman ja sähkönjohtavuuden välillä oli voimakas negatiivinen korrelaatio.

Inarijärven näkösyvyydessä havaittu kehitys ei tukenut ns. ravintoverkon säätelyteoriaa (top-down), jonka mukaan muikun runsastuminen 1980-luvun loppupuolella olisi vähentänyt voimakkaasti isokokoista eläinplanktonia, mikä puolestaan olisi lisännyt kasviplanktonin määrää ja pienentänyt mm. näkösyvyyttä. Inarijärvellä havaittiin samanaikaisesti muikun runsastumisen kanssa näkösyvyyden lievä kasvu vuoteen 1990 saakka. Näkösyvyydessä havaittu muutos oli kuitenkin melko vähäistä eikä esim. väriarvoissa ollut vastaavaa muutosta.

7.4 Ulappa-alueen perustuotannosta

7.4.1 Menetelmät

Inarijärvellä tehtiin elokuussa 1992 kaksi mittaussarjaa perustuotannon suuruusluokan selvittämiseksi ja menetelmien testaamiseksi. Kesä 1992 oli Inarin Lapissa sääolosuhteiltaan poikkeuksellinen, sillä se oli hyvin sateinen ja keskimääräistä kylmempi. Tällöin myös valuma-alueelta huuhtoutui järveen runsaasti alloktonista ainetta. Tuotantomittaukset tehtiin elokuun 13. ja 26. päivänä Sammakkoselän havaintopaikalla, jonka kokonaissyvyys oli noin 50 m. Ensimmäisellä näytteenottokerralla pintaveden (0 - 14 m) lämpötila oli 11,2 °C ja toisella kerralla 10,6 °C.

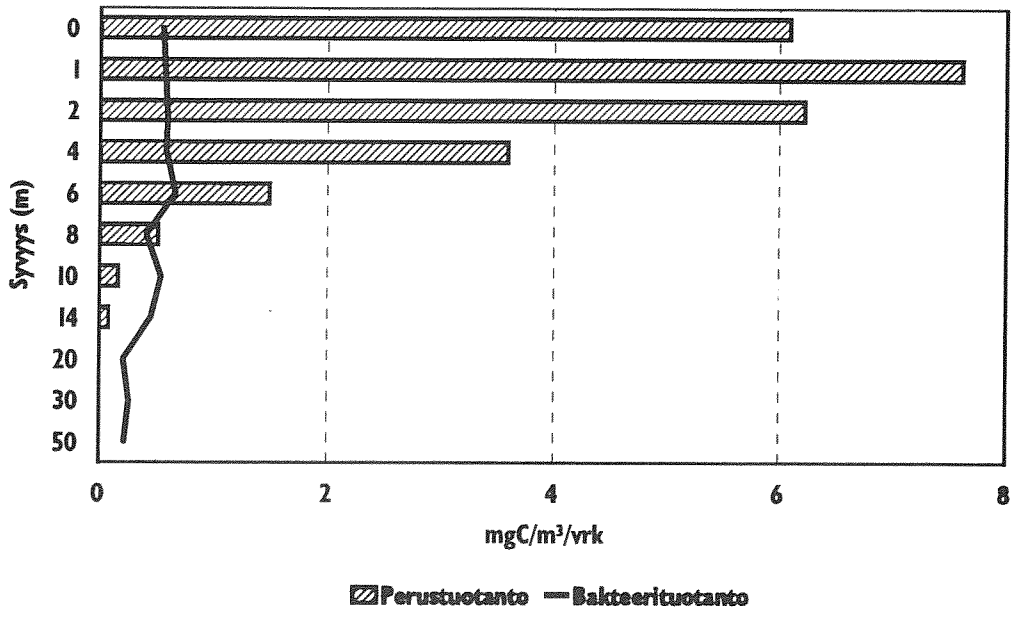
Bakteeri- ja perustuotantomittaukset tehtiin samoilla menetelmillä kuin Perämerellä tehdyt tuotantotutkimukset (Heiskanen ja Lepistö 1992). Kasviplanktonin perustuotantoa mitattiin radiohiilimenetelmällä syvyyksissä 0, 1, 2, 4, 6, 8, 10 ja 14 m. Bakteerituotantoa mitattiin ^{3}H-tymidiinimenetelmällä. Mittauksia tehtiin perustuotantomittauksissa käytettyjen syvyyksien lisäksi 13. päivänä 40 metristä ja 26. päivänä 20, 30, 40 ja 50 metristä. Eläinplanktonnäytteet otettiin 0 - 40 metrin syvyydestä, ja tuotanto laskettiin kahden näytteenottokerran keskimääräisten yksilömäärien sekä eri lajeille arvioitujen hiilisisältöjen ja kehitysaikojen perusteella.

7.4.2 Bakteeri- ja kasviplanktontuotanto

Elokuun puolivälissä bakteerituotanto oli 27,4 mgC/m^2/vrk, ja samanaikaisesti kasviplanktonin perustuotanto oli 70,5 mgC/m^2/vrk. Bakteerituotanto oli siten noin 39 % perustuotannosta. Elokuun lopussa bakteerituotanto oli 16,7 mgC/m^2/vrk, ja perustuotanto ainoastaan 31,8 mgC/m^2/vrk. Bakteerituotannon osuus perustuotannosta oli tällöin 53 %.

Bakteerituotannon osuus perustuotannosta vaihtelee huomattavasti eri tyyppisissä vesissä ollen tavallisimmin 20 ja 80 % välillä (Søndergaard ym. 1988). Bakteerien on havaittu olevan merkittäviä alloktonisen orgaanisen aineen hyödyntäjiä, ja bakteerituotannon osuus perustuotannosta on yleensä suuri vesissä, missä alloktonisen orgaanisen aineen määrä on suuri (Tranvik 1988, 1989). Toisaalta myös kirkasvetisissä oligotrofisissa vesissä levien on havaittu erittävän runsaasti liukoisia orgaanisia yhdisteitä, joita bakteerit käyttävät tehokkaasti hyväkseen. Levien erittämän liuenneen orgaanisen aineen osuus perustuotannosta on tehdyissä tutkimuksissa vaihdellut oligotrofisissa vesissä 30 ja 50 % välillä ja ollut eutrofisissa vesissä alle 10 %. Oligotrofisissa vesissä partikulaarinen perustuotanto aliarvioi siten kokonaisperustuotantoa (Søndergaard ym. 1988).

Molemmilla mittauskerroilla kasviplanktonin perustuotanto oli suurimmillaan yhden metrin syvyydessä, ja väheni tasaisesti 14 metriin saakka. Näkösyvyys oli noin 6,5 metriä. Tuottavan kerroksen paksuuden arvioidaan yleensä olevan noin 1,5-kertaa näkösyvyys. Elokuun puolivälissä maksimiperustuotanto oli noin 26 mgC/m^3/vrk, mutta elokuun lopussa ainoastaan vajaa 8 mgC/m^3/vrk (kuva 30). Bakteerituotanto oli voimakkainta 6 metriin saakka, ja 20 metrin alapuolella tuotanto jatkui tasaisena ollen vajaa kolmasosa maksimituotannosta.



Kuva 30. ***Bakteeri- ja perustuotannon (mgC/m³/vrk) jakautuminen syvyyssuunnassa*** *Inarijärven Sammakkoselällä 26.8.1992.*

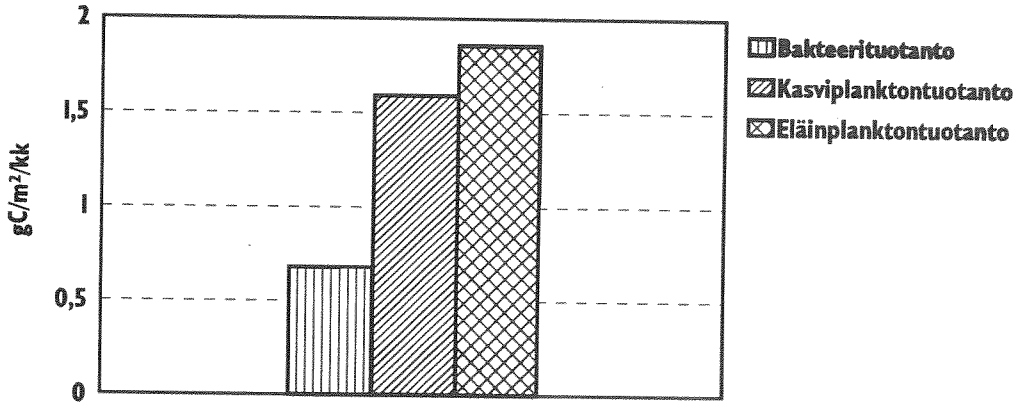
Lauhkean ja subarktisen vyöhykkeen järville on tyypillistä kasviplanktontuotannon kaksihuippuisuus: tuotanto on maksimissaan heti jäidenlähdön jälkeen sekä loppukesällä tai syksyllä. Inarijärven kasviplanktonin perustuotanto oli vuoden 1992 elokuussa 32 - 71 mgC/m²/vrk. Sääolot huomioon ottaen tuotanto oli todennäköisesti alhaisempi kuin tuotantokaudella keskimäärin. Wetzelin (1983) mukaan keskimääräinen kasviplanktonin perustuotanto oligotrofisissa järvissä vaihtelee 50 - 300 mgC/m²/vrk. Kilpisjärvessä kasviplanktonin perustuotanto vaihteli elokuussa 11 - 15 mgC/m²/vrk (Tolonen 1980) ja oligohumoosisessa Ala-Kitkajärvessä 60 - 180 mgC/m²/vrk (Kankaala ym. 1984).

Kasviplanktonin biomassa oli molempina näytteenottokertoina hyvin alhainen (0,09 ja 0,11 mg/l märkäpainona). Pintaveden (0 - 2 m) a-klorofyllipitoisuus oli molemmilla kerroilla 0,71 µg/l, mikä kuvastaa myös alhaista kasviplanktonin määrää. Kasviplanktonbiomassasta huomattavan osan muodostivat piilevät (Diatomophyceae) ja panssarilevät (Dinophyceae). Myös kultalevien (Chrysophyceae) ja nielulevien (Cryptophyceae) osuudet olivat suhteellisen suuria.

7.4.3 Eläinplanktontuotanto

Eläinplanktontuotanto oli elokuun 13. ja 28. päivän välisenä aikana yhteensä noin 780 mgC/m², ja kuukausituotannoksi muutettuna noin 1,86 gC/m². Vastaavasti kasviplanktonin perustuotanto oli kuukausituotannoksi muutettuna noin 1,59 gC/m² ja bakteerituotanto 0,68 gC/m² (kuva 31). Inarijärven eläinplanktontuotantoa voidaan pitää suhteellisen korkeana, sillä tuotanto oli noin 70 % Perämeren elokuun eläinplanktontuotannosta, jolloin Perämerellä oli tuotannon maksimi (Heiskanen ja Lepistö 1992). Melko korkea eläinplanktontuotanto suhteessa kasviplanktontuotantoon voi johtua osittain siitä, että eläinplanktontuotannon huippu seuraa viiveellä kasviplanktontuotannon huippua. Lisäksi kylmän ja sateisen loppukesän johdosta vedessä on ollut tavallista enemmän maalta huuhtoutunutta or-

gaanista ainetta, jota pääasiassa mesokokoluokkaa (200 - 2000 μm) olevat planktoneläimet voivat hyödyntää ns. mikrobisilmukan eli bakteerien, nanoflagellaattien ja mikroeläinplanktonin välityksellä.



Kuva 31. *Bakteerituotanto sekä kasvi- ja eläinplanktonin kuukausituotanto (gC/m²) Inarijärven Sammakkoselällä elokuussa 1992.*

Rataseläimet muodostivat huomattavan osan (73 %) eläinplanktonin kokonaisyksilömäärästä, mutta pienestä koostaan johtuen ainoastaan 3 % biomassasta ja 2 % tuotannosta. Tavallisimpia rataseläinlajeja olivat *Keratella cochlearis, Kellicottia longispina, Conochilus unicornis ja Polyartha vulgaris.* Vesikirput muodostivat eläinplanktonin kokonaisyksilömäärästä 3 %, biomassasta 16 % ja tuotannosta 3 %. Vesikirppujen kokonaisyksilömäärä oli alle 1500 yks/m^3, ja runsaimpana esiintyvä laji oli *Bosmina coregoni longispina.* Hankajalkaiset muodostivat eläinplanktonin kokonaisyksilömäärästä 24 %, biomassasta 81 % ja tuotannosta jopa 95 %. Runsain hankajalkaisryhmä olivat Cyclopoida-hankajalkaiset, ja suurin osa yksilöistä oli nauplius-toukkavaiheita. Näytteissä esiintyi myös *Limnocalanus macruruksen* kopepodiitti-toukkavaiheita sekä *Eudiaptomus*-hankajalkaisen kopepodiitteja ja aikuisia yksilöitä. Hankajalkaisten suuri tuotanto johtui varhaisten kehitysvaiheiden runsaasta määrästä ja niiden suuresta kasvutehokkuudesta.

7.4.4 Tulosten tarkastelu

Kahden näytteenottokerran antama kuva Inarijärven bakteeri-, kasviplankton- ja eläinplanktontuotannosta vastaa poikkeukselliset sääolosuhteet huomioon ottaen karuille järville ominaista tuotannon tasoa. Subarktisista järvistä on olemassa suhteellisen vähän tuotantotutkimuksia, ja tarkempien vertailujen tekeminen vaatisi koko kasvukauden jatkuvaa tutkimusta. Tutkimuksessa käytetyt menetelmät soveltuivat pääpiirteissään myös Inarijärvelle, mutta järven laajuus ja pitkät etäisyydet esim. laboratorioon vaikeuttivat tutkimuksen suorittamista.

Tulokset ovat samansuuntaisia tutkimusten kanssa, joiden mukaan bakteerien merkitys voi olla huomattava myös kirkasvetisissä karuissa järvissä, joissa kasviplanktonin perustuotanto on alhaista (mm. Tranvik 1992, del Giorgio ja Peters 1993). Tällöin bakteerien ja nanoflagellaattien muodostaman mikrobisilmukan välityksellä sekä alloktonista että autoktonista liuennutta orgaanista ainetta voidaan hyödyntää planktonyhteisön ravintoverkossa.

7.5 Kasviplanktonin kehittyminen

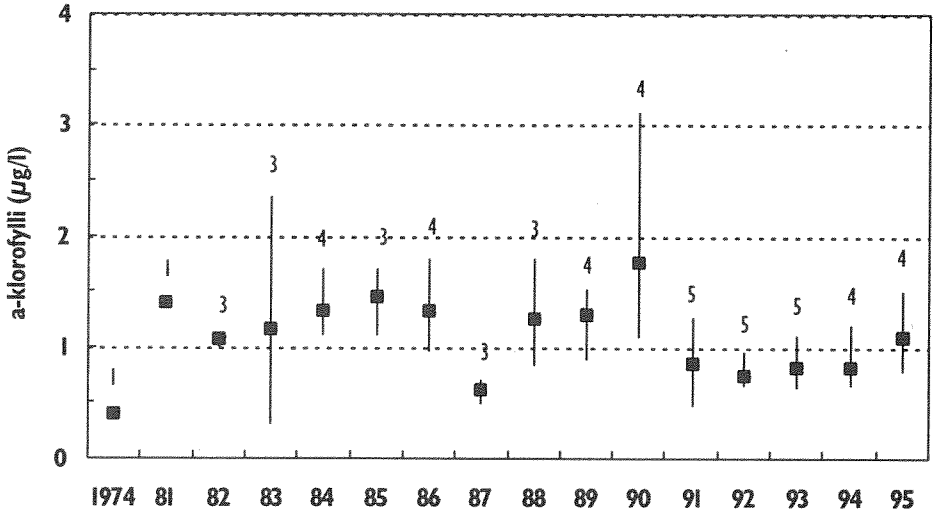
7.5.1 Aineisto ja menetelmät

Inarijärven eri osista on vuosina 1964 - 1995 tutkittu yhteensä 72 kasviplanktonnäytettä joiden tulokset on tallennettu Suomen ympäristökeskuksen hydrobiologiseen rekisteriin. Inarijärven kasviplanktonin määrän ja koostumuksen muutoksia tarkastellaan Vasikkaselän havaintopaikan (kuva 22) tulosten perusteella.

Kasviplanktonnäytteet on otettu Ruttner-noutimella kokoomanäytteinä lämpötilamittauksin määritetystä päällysvesikerroksesta vuoteen 1977 saakka. Sittemmin kaikki seurantanäytteet on otettu päällysveden ylimmästä osasta, pinnasta kahteen metriin. Näytteet on tutkittu käänteismikroskoopilla vaihevastakohtaoptiikkaa käyttäen. Laskentatulokset on muunnettu biomassaksi (tuorepaino mg/l) ja tallennettu Suomen ympäristökeskuksen vesikemiallis-biologiseen rekisteriin, josta myös klorofyllitulokset on poimittu. Näytteenotto- ja analyysimenetelmät ovat vesiviranomaisen käyttämiä standardimenetelmiä (Vesihallitus 1984, Vesi- ja ympäristöhallitus 1992). Seuraavassa käsitellään kaikkia Vasikkaselältä otettuja näytteitä (yhteensä 37) ja erikseen heinäkuun näytteitä, joita on yhteensä 12. Heinosen (1982) mukaan heinäkuun näytteet kuvaavat parhaiten järven varsinaista kasviplanktonia kun kevätmaksimi on päättynyt, ja ennen kuin loppukesän sinilevien ja piilevien runsastuminen alkaa.

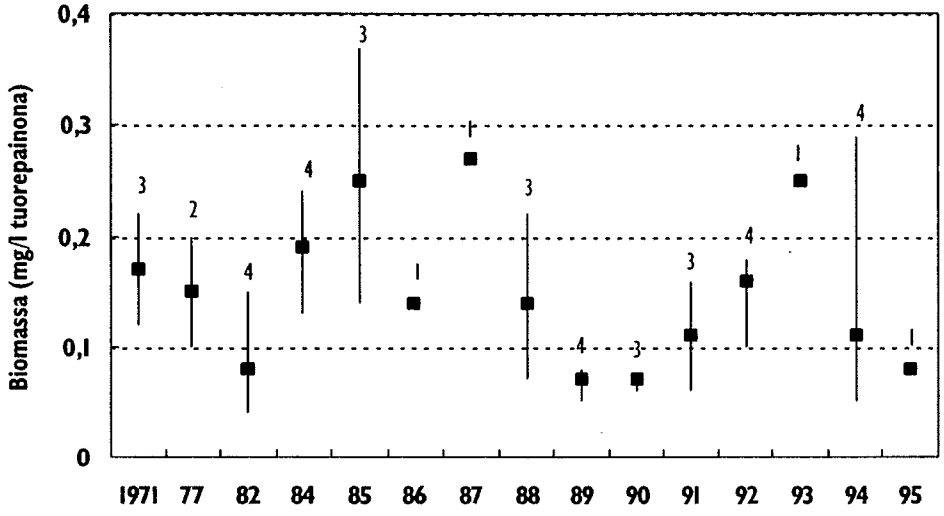
7.5.2 Kasviplanktonin määrä ja koostumus

Vasikkaselän kasviplanktonin määrä *a*-klorofyllinä mitattuna ja vuosittaisina kasvukauden keskiarvoina laskettuna on tarkasteltavana ajanjaksona vaihdellut 0,4 - 1,7 µg/l (kuva 32). Korkein pitoisuus 3,1 µg/l mitattiin vuonna 1990. Klorofyllin keskimääräiset pitoisuudet kuvastavat OECD:n (1982) luokituksen mukaan oligotrofiaa.

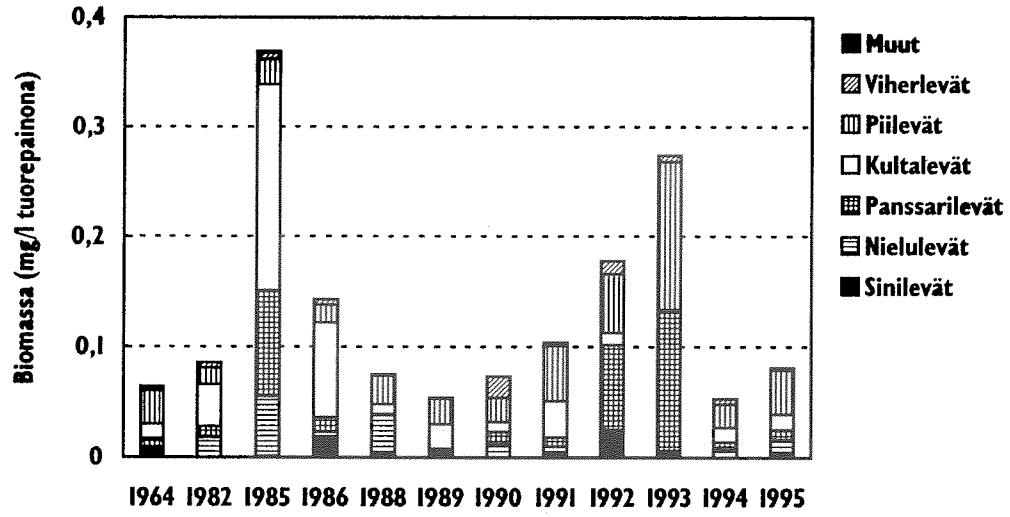


Kuva 32. *Inarijärven Vasikkaselän päällysveden a-klorofyllipitoisuus vuonna 1974 ja vuosina 1981 - 1995. Kuvassa on esitetty kasvukauden aikainen keskiarvo sekä jakson pienin ja suurin arvo. Numerot ilmoittavat havaintojen määrän.*

Kasviplanktonin biomassojen vuosittaisten keskiarvojen vaihteluväli oli 0,07 - 0,27 mg/l. Biomassat kuvastivat yleensä ultraoligotrofiaa Heinosen (1980) luokituksen mukaan (kuva 33). Heinäkuussa biomassat (kuva 34) ovat olleet yleensä noin 0,1 mg/l, suurin arvo oli 0,37 mg/l, joka sekin Heinosen (1980) luokituksen perusteella ilmensi vähäravinteisuutta.



Kuva 33. *Inarijärven Vasikkaselän kasviplanktonin keskimääräinen biomassa vuonna 1971 ja vuosina 1977 - 1995. Kuvassa on esitetty kasvukauden aikainen keskiarvo sekä jakson pienin ja suurin arvo. Kaikilta vuosilta ei ole tuloksia. Numerot ilmoittavat havaintojen määrän.*



Kuva 34. *Inarijärven Vasikkaselän kasviplanktonin biomassa leväryhmittäin esitettynä heinäkuussa vuosina 1964 ja 1982 -1995. Kaikilta vuosilta ei ole tuloksia.*

Yksittäisen leväryhmän, kuten panssarilevien, nielulevien, kultalevien tai piilevien osuus kokonaisbiomassasta oli joinakin vuosina huomattava. Vuonna 1985 kultalevät *Pseudopedinella* sp. ja *Uroglena* sp. muodostivat puolet mitatusta maksimibiomassasta (kuva 34). Vuonna 1992 panssarisiimalevä *Ceratium* sp:n osuus oli puolet biomassasta. Kyseessä lienee *Ceratium furcoides* (Lev.) Langhans. Vuonna

1993 kirkkaille ja karuille vesille tyypillinen (Eloranta 1988) panssarisiimalevä *Peridinium umbonatum* Stein muodosti 32 % biomassasta, kun piilevän *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing osuus oli 41 %.

Kasviplanktonin lajistorunsaus oli melko suuri; 170 taksonia heinäkuun aineistossa. Oligotrofiaa ilmentäviä lajeja oli lähes aina enemmän kuin eutrofiaa ilmentäviä. Poikkeuksellisen runsaasti eutrofiaa ilmentäviä lajeja oli vuosina 1994 ja 1995, jolloin niitä oli yhteensä seitsemän. Biomassasta pienikokoisia leviä oli noin puolet samoin kuin siimallisia leviä. Kasviplanktonlajisto oli pääpiirteissään edelleen samanlainen kuin Järnefeltin 1950-luvulla Inarijärvessä havaitsema lajisto (Järnefelt 1956b).

Nieluleviä, pääasiassa lajeja *Rhodomonas lacustris* Pascher ja Ruttner ja *Katablepharis ovalis* Skuja oli lukumääräisesti runsaasti lähes jokaisena tutkimusvuotena samoin kuin siimallisia Ochromonadales-kultaleviä, pienikokoisia siimallisia *Chrysochromulina* sp. -tarttumaleviä ja piilevää *Asterionella formosa* Hassall. Oligotrofiaa indikoivat kultalevät *Dinobryon bavaricum* Imhof, *D. borgei* Lemmermann ja *D. divergens* Imhof sekä piilevät *Aulacoseira distans* (Ehr.) Simonsen ja *Cyclotella kuetzingiana* Thwaites (Järnefelt 1952, 1956a, Järnefelt ym. 1963, Brettum 1989) olivat yleisiä. Sinileviä oli vähän samoin kuin viherleviä. Tosin karuille vesille tyypillistä (Brettum 1989), hyvin pienikokoista viherlevää *Tetraedron minimum (v. lobulatum)* (A.Braun) Hansgirg tavattiin lähes kaikkina tutkimusvuosina.

7.5.3 Tulosten tarkastelu

Inarijärven kasviplanktontutkimuksen näytteenotto on ollut hajanaista sekä alueellisesti että ajallisesti. Heinäkuun näytteet valittiin tarkasteluun siksi, että niistä on olemassa jossain määrin vertailukelpoinen sarja, tosin vasta 1980-luvulta lähtien. Mahdolliset biomassan ja lajiston muutokset ennen 1980-lukua jäävät siis toteamatta. Kasviplanktonin määrä kuvastaa yleensä hyvin järven rehevyystasoa (Heinonen 1980, Trifonova 1986, Brettum 1989). Inarijärvessä kasviplankton sekä *a*-klorofyllinä että biomassana mitattuna ilmentää runsaimmillaankin oligotrofiaa. Kasviplanktonin määrä vaihteli vuosittain. Eri vuosina mitatut biomassat saattavat vaihdella voimakkaasti samallakin havaintopaikalla yhdyskuntina elävien levälajien runsausvaihtelun takia (Trifonova 1986, Eloranta 1988). Myös monet muut tekijät, kuten eläinplanktonin laidunnus ja sääolosuhteet, vaikuttavat kasviplanktonin esiintymiseen (Reynolds ym. 1993).

1980-luvun lopulta lähtien biomassat ovat jonkin verran kasvaneet, sen sijaan klorofyllin pitoisuuksissa nousua ei juurikaan ole todettavissa. Kasviplanktonnäytteistä lasketut biomassat ja samanaikaisesti mitatut *a*-klorofylliarvot eivät korreloineet keskenään tässäkään aineistossa. Etenkin suurikokoisten panssarilevien runsastuminen lisäsi levämassaa. Panssarilevien määrä ja biomassa olivat kuitenkin hyvin alhaisia vuonna 1994, jolloin myös kokonaisbiomassa oli alhainen.

Inarijärvessä lajisto on karulle järvelle tyypillisesti monipuolinen; levät ovat pääosin pienikokoisia ja siimallisia (Watson ja Kalff 1981, Tikkanen 1986). Lajistoon kuuluu runsaasti vähäravinteisuuden ilmentäjiä. Yksittäisten leväryhmien, kuten kultalevien, nielulevien ja panssarilevien ajoittainen runsastuminen saattaa kuvastaa alkavaa rehevöitymiskehitystä. Toisaalta nämä Inarijärvessä runsaina tavatut leväryhmät ovat vähäravinteisille vesille tyypillisiä. Rehevöitymistä ilmentäviä sinileviä ja viherleviä oli koko tarkastelujakson aikana vähän.

7.6 Vesistön tilan kehittyminen sedimenttitutkimusten perusteella

7.6.1 Aineisto ja menetelmät

Sedimenttitutkimuksella selvitettiin Vasikkaselän ja Varttasaaren syvänteiden sedimenttejä hyödyntäen Inarijärven kehitystä ja siihen vaikuttaneita tekijöitä. Rehevyystason muutosten lisäksi haluttiin selvittää ilmaperäisten saastukkeiden ja säännöstelyn peilautumista Inarijärven sedimenteissä. Kaikuluotaukset ja koenäytteenotot paljastivat Inarijärven sedimenttien poikkeavuuden. Pohjan pinta on kaikkialla vaihtelevassa määrin levy- tai ryynimäisen rautahydroksidin peitossa, mikä vaikeutti tutkimusta.

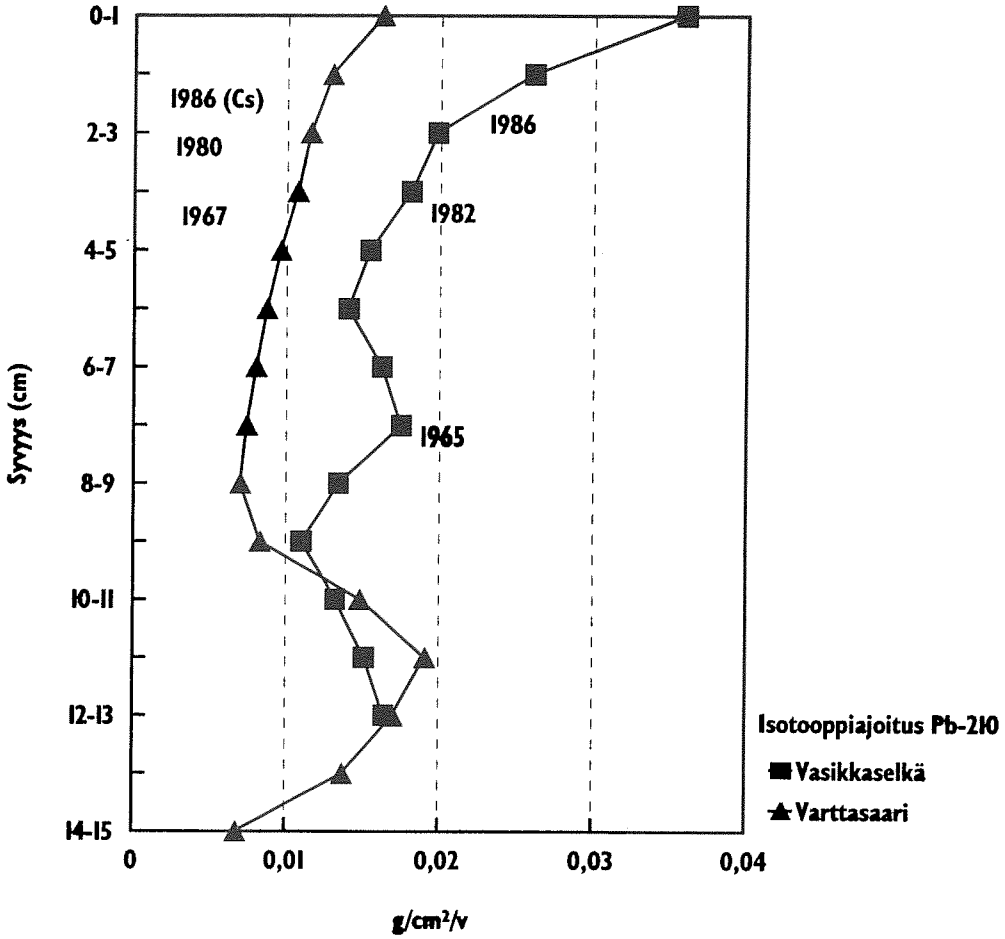
Inarijärven sedimenttitutkimus käynnistyi kaikuluotauksin ja koenäytteenotoin vuonna 1991. Näytteitä otettiin Vasikkaselältä (vesisyvyys 94 m) ja Varttasaaren läheisyydestä (39 m) (kuva 22). Sedimentin ajoittamisessa käytettiin isotooppi-iästämistä (^{210}Pb, ^{226}Ra, ^{137}Cs, ^{134}Cs ja ^{241}Am) ja nokipallosanalyysiä, jossa lasketaan öljyn ja kivihiilen poltossa ilmakehän kautta sedimenttiin päätyneiden pienten pyöreiden hiilipitoisten kappaleiden määrä ja verrataan niiden muutoksia kivihiilen ja öljyn kulutuksen mallikäyrään. Nokipallosajoitus tehtiin Varttasaaren syvänteen sedimenteistä. Pohjakerrostumista analysoitiin hehkutushäviö, kokonaisfosfori, kokonaistyppi ja raskasmetallit. Piileväanalyysia varten osanäytteitä otettiin tiheämmin välein. Jokaisesta syvyydestä tunnistettiin ja laskettiin 300 - 500 piileväkuorta, ja lajien ekologiatiedot kerättiin kirjallisuudesta. Aineiston käsittelemisessä käytettiin monimuuttuja-analyysiä.

7.6.2 Sedimenttien ajoittaminen

Molemmat järvestä otetut profiilit ajoitettiin ^{210}Pb-menetelmällä. Varttasaaren näytteestä analysoitiin lisäksi nokipalloset. Nokipallosten määrä oli alhainen johtuen joko nopeasta kerrostumisnopeudesta tai ilmakehän kautta kulkeutuneiden hiukkasten pienestä määrästä. Määrät ovat erityisen pieniä sedimentin pinnassa, mikä viittaa nopeutuneeseen kerrostumisnopeuteen ja sitä kautta kasvaneeseen eroosioon. Nokipallosanalyysin mukaan Varttasaaren sedimentin 8 - 9 cm edustaa 1940-lukua. Jäniskosken padon tuhoutuminen (1944) on puolestaan lisännyt eroosiota ja rannoilta syvänteeseen siirtynyt aine on painanut nokipallosten suhteellista määrää edelleen pienemmäksi.

Kulutusmateriaalia vastaanottavista altaista tehty isotooppi-iästys antaa usein syvemmällä sedimentissä liian vanhoja ikiä (esim. Sandman ym. 1994). Tässäkin tapauksessa nokipallosten 1940-lukua heijastava minimi edustaisi isotooppiajoituksen mukaan 1900-luvun alkua (kuva 35). Sedimentin pintaosan ajoitus on varmempi ja sen oikeellisuutta lisäävät ^{137}Cs- (ja ^{134}Cs-) mittaukset, joilla etsitään Tshernobylin ydinonnettomuuden aiheuttamaa aktiivisuusmaksimia. Kerrostumisnopeuksien kasvu syvemmällä sedimentissä johtuu viimeisimpien tietojen mukaan käytetyssä ajoitusmallissa esiintyvästä virheestä.

Vasikkaselällä kerrostumisnopeus näyttää kiihtyneen 1940-luvulta. Syvänne kerää ainesta laajoilta vesialueilta ja vesisyvyys on noin kaksi kertaa suurempi kuin Varttasaaressa. Onkin ymmärrettävää, että kerrostuminen Vasikkaselällä on nopeampaa kuin Varttasaaressa. Arktisilla alueilla eroosion vaikutus kerrostumisnopeuteen on yleensä suuri. Myös Inarijärven valuma-alueella säännöstelyn ulottumattomissa sijaitsevan Nitsijärven isotooppiajoitus antaa tulokseksi nopean kerrostumisnopeuden, 1 - 2 mm vuodessa.



Kuva 35. *Isotooppiajoitusten (^{210}Pb) tulokset Vasikkaselän ja Varttasaaren havaintopaikoilta. Vuosi 1986 on varmennettu ^{137}Cs:n avulla.*

7.6.3 Kemialliset analyysit

Sedimentin fosforimäärät vaihtelevat voimakkaasti rautaan kytkeytyneinä. Hiilen ja typen suhteen muutokset kuvastavat eloperäisen aineksen alloktonisuutta.

Raskasmetallien, myös ilmakuljetteisten, antama kuva on ristiriitainen ja viittaa paremminkin aineiden kerrostumisen jälkeisiin liikkeisiin sedimentissä kuin todellisiin eroihin metallien kerrostumishistoriassa. Muutokset tapahtuvat eri metalleilla eri aikaan ja ovat jopa erisuuntaisia. Sedimentin metallianalyysien perusteella sinkin kehitys on molemmissa havaintopaikoissa yllättävän samantapainen, mutta Varttasaaren syvänteessä lyijy laskee Vasikkaselästä poiketen 5 cm:stä sedimentin pintaan. Vertailtaessa kirjallisuudessa esitettyihin metallipitoisuuksiin Inarijärven pohjakerrostumien raskasmetallimäärät edustavat koko valtakunnan keskiarvoa. Vain lyijyn määrät ovat ilmeisesti liikenteen vähäisyydestä johtuen matalia.

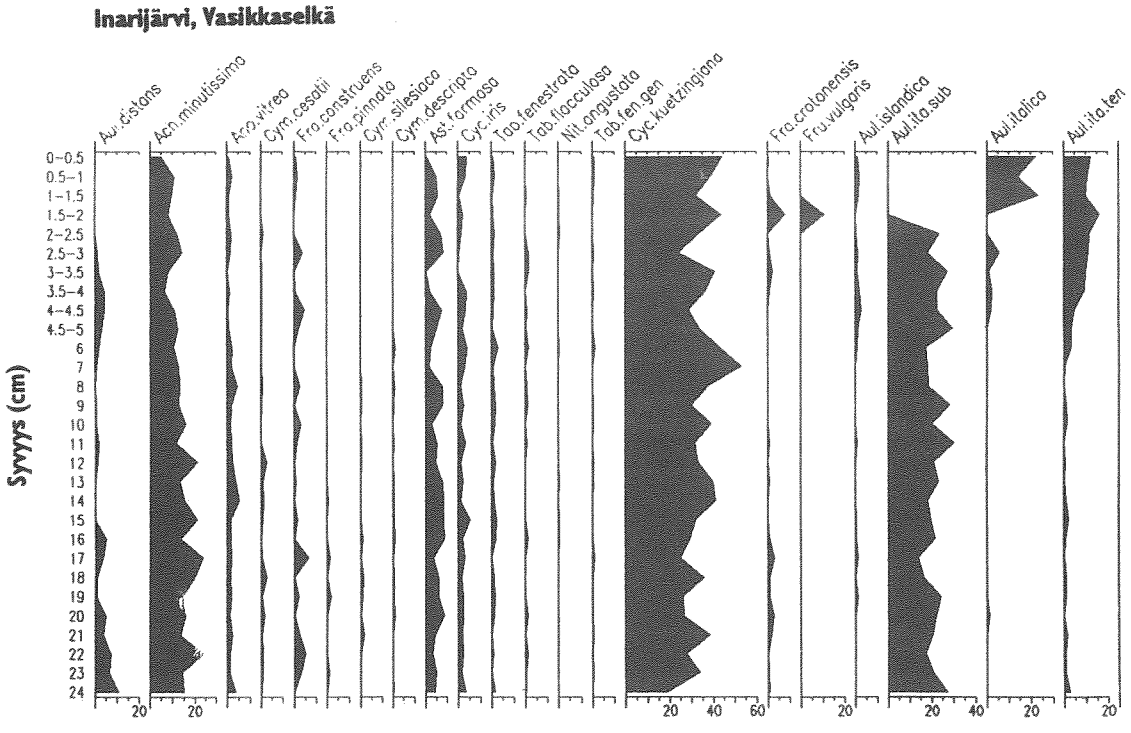
7.6.4 Piileväanalyysit

Vasikkaselän sedimentin piileväyhteisöjen kehittyminen voidaan tulkita altaan hidasta rehevöitymistä kuvaavaksi. Planktisten piilevien osuuden lisääntyminen piilevästössä on yleensä katsottu merkiksi siitä, että enemmän ravinteita vaativat piilevät olisivat syrjäyttäneet oligotrofiasta hyötyviä kultaleviä. Tässä aineistossa

planktisten levien osuus kasvoi vähitellen pohjan n. 65 %:sta pintasedimentin lähes 90 %:iin. Rehevöityminen ei kuitenkaan näkynyt piileviä käyttäen rekonstruoiduissa pH-kehityksen kuvaajissa.

Vedenlaadussa tapahtuneita muutoksia heijastaa selkeimmin *Aulacoseira*-suvun lajien kehitys (kuva 36). Karun veden ilmentäjänä pidetty *A. distans* (Mölder ja Tynni 1967) taantuu vähitellen, kun taas sedimentin yläosassa oligotrofian-mesotrofian ilmentäjä (Krammer in Susswasserflora von Mitteleuropa 2/3 1991) *Aulacoseira italica* ssp. *subarctica* väistyy kokonaan eutrofian ilmentäjän *Aulacoseira italica* var. *tenuissiman* (Ilmavirta 1980) ja "enemmän tai vähemmän eutrofisten vesien" (Krammer ja Lange-Bertalot, 2/3 1991) *Aulacoseira italican* tieltä. Viimeistä muutosta edeltää jopa murtovedessä elävän *Frustulia vulgariksen* (Krammer ja Lange-Bertalot, 1/3 1986) ja eutrofiaindikaattorina pidetyn *Fragillaria crotonensiksen* osuuksien selvä nousu. Suomessa eutrofisissa vesissä yleisen (Tikkanen 1986) *Aulacoseira islandican* osuus kasvaa sedimentin yläosassa. Tehty monimuuttuja-analyysi (klusterointi, CONISS), jolla selvitettiin eroja Vasikkaselän piilevästössä eri sedimenttisyvyyksillä ilman ekologiaa, osoittaa neljän ylimmän näytteen, 0 - 2 cm, poikkeavuutta.

Varttasaaren sedimenteistä tehty piileväanalyysi kuvastaa altaan vähittäistä ja lievää rehevöitymistä. Selvimmin muusta aineistosta poikkeavat ylimpien 1,5 cm:n näytteet, mikä viittaa aivan viime vuosina alkaneeseen muutosvaiheeseen. Särkyneitä leviä löytyi erityisen runsaasti noin 12 cm sedimenttisyvyydestä. Yksittäisten lajien kohdalla selviä trendejä on vähän; muutokset tapahtuivat yhteisöissä. *Aulacoseira italican* ja sen variaation *A. italica* var. *tenuissiman* suhteen muutos on kuitenkin selkeä ja kertoo vesistön rehevöitymisestä (Ilmavirta 1980).



Kuva 36. Vasikkaselän fossiilinen piilevästö eri sedimenttisyvyyksillä.

7.6.5 Tulosten tarkastelu

Säännöstelyn, tai yleisesti eroosion, vaikutus näkyy tämänhetkisten tietojen perusteella sekä Vasikkaselän että Varttasaaren syvänteiden sedimenteissä. Sedimentaationopeuden kasvu alkaa 1940-luvulta, josta kerrostuminen vähitellen noin kaksinkertaistuu nykypäivää lähestyttäessä. Säännöstely ei yksinään selitä muutoksia, vaan valuma-alueen eroosioherkkyyden ohella viime vuosikymmeninä eroosiota ovat lisänneet mm. metsätaloustoimenpiteet sekä poronhoidon ja luonnon virkistyskäytön tehostuminen. Edustavamman näytteenottopaikan, Vasikkaselän, piileväanalyysin mukaan muutokset alkavat täällä 6 cm:n sedimenttisyvyydessä, ajoituksen mukaan 1970-luvulla ja ne voimistuvat ylimmän 2 cm:n alueella, siis 1990-luvun alusta.

Sekä Vasikkaselän että Varttasaaren sedimenteistä tehdyt piileväanalyysit osoittavat järven vähittäistä ja lievää rehevöitymistä. Selvimmin muutos on havaittavissa sedimentin pintaosissa, mikä viittaa aivan viime vuosina alkaneeseen muutosvaiheeseen. Muutokset ovat vähäisiä, mutta selvästi havaittavia ja lajien ekologia on myös pohjoisen järvistä tunnettu. Tiedot Inarijärven vesikemian muutoksista eivät kuitenkaan tue saatua tulosta. Samankaltainen tulos saatiin metsätalouden kuormittamissa Kuhmon Änättijärvessä ja Lentuassa, joissa vain pohjanläheisen happitilanteen lasku heijasti fossiilisen piilevästön indikoimaa rehevöitymiskehitystä (Sandman ym. 1994).

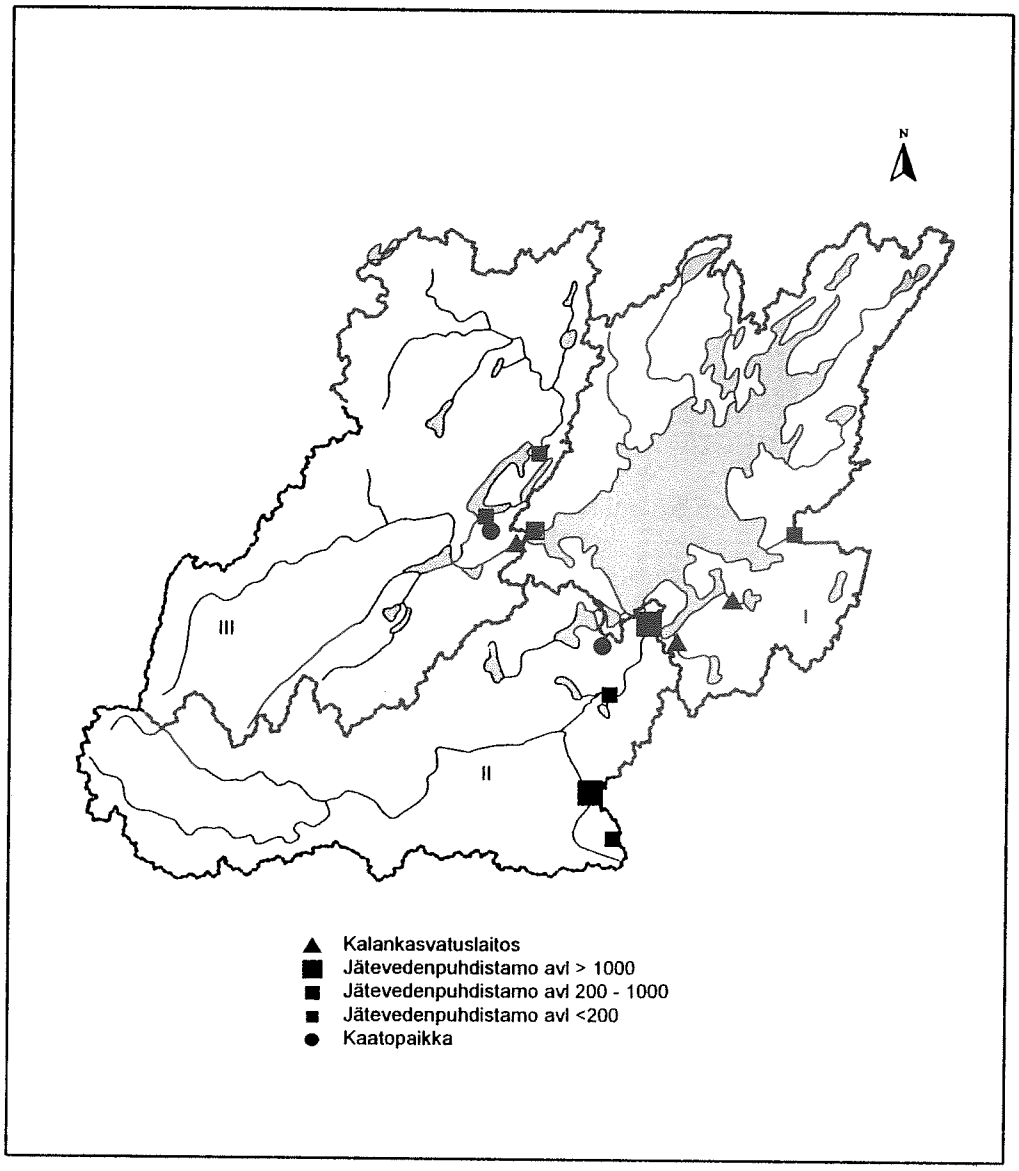
Inarijärven sedimentoitumisnopeus on korkea, myös syvemmällä kerrostumassa. Runsaasti eroosioainesta saavat järvet ovat kuitenkin olleet vaikeasti ajoitettavia ja isotooppiajoituksella saadut kerrostumisnopeudet ovat usein olleet liian pieniä. Jos halutaan lisää varmuutta erityisesti varhempien muutosten ajoittamiseen, ajoituksen varmentaminen kohoaakin jatkossa muuta analysointityötä tärkeämmäksi. Isotooppiajoitusten uusinnat ovat mahdollisia ja suotavia. Nokipallosanalyysin luotettavuutta voidaan kasvattaa laskettujen nokipallosten määrää merkittävästi lisäämällä. Kuitenkin vasta vuosilustoisesta sedimentistä tehdyt analyysit antaisivat riittävän varmuuden Lapin sedimenttien nokipallosmäärien muutosten tulkinnalle ja käytettävissä olevan mallikäyrän soveltamiskelpoisuudelle.

7.7 Kuormitus

7.7.1 Piste- ja hajakuormitus

Inarijärven valuma-alueella sijaitsevat pistemäiset kuormittajat ja kuormitustarkastelussa käytetty osa-aluejako on esitetty kuvassa 37. Inarijärven valuma-alueen pistemäinen kuormitus on arvioitu vuosien 1989 - 1994 tarkkailututkimusten perusteella ja hajakuormitus pääosin 1990-luvun alkupuolen tietojen perusteella. Metsätalouden osalta kuormitus arvioitiin vuosien 1984 - 1993 hakkuu- ja maanpinnan käsittelytietojen perusteella ja laskeuma Nellimin havaintoaseman vuosien 1989 - 1994 laskeumatietojen perusteella (Puro ja Maunuvaara 1997).

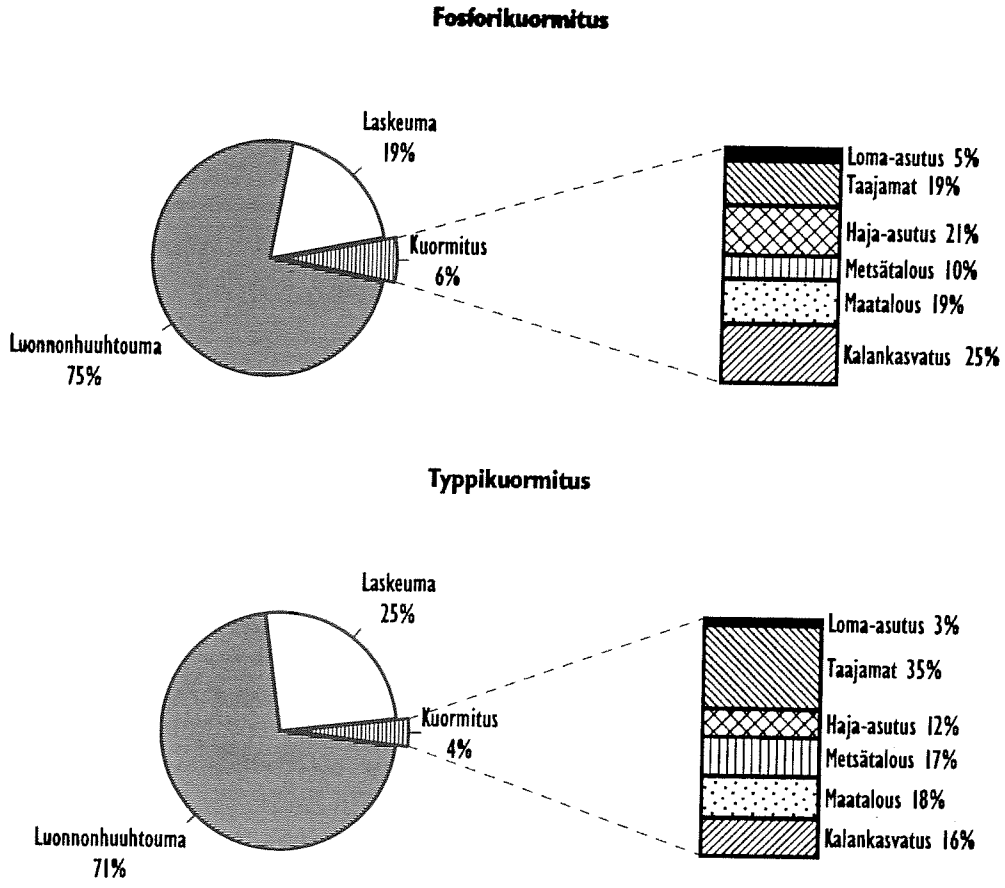
Merkittävimmät pistemäiset kuormittajat ovat taajamien (Ivalo, Inarin kirkonkylä ja Saariselän matkailukeskus) jätevedenpuhdistamot sekä kolme kalankasvatuslaitosta, joista yksi (Saamen Lohi Ky) on lopettanut toimintansa kesällä 1996. Saariselkää lukuunottamatta suurimmat pistemäiset kuormittajat sijaitsevat melko lähellä Inarijärveä, joten valtaosa niiden kuormituksesta tulee suoraan järveen. Järveen tuleva pistemäinen kuormitus kohdistuu Juutuanvuonoon, Ivalojoen edustalle sekä Nanguvuonoon ja Sarmivuonoon. Tärkeimmät hajakuormittajat alueella ovat haja- ja loma-asutus sekä maa- ja metsätalous.



Kuva 37. *Inarijärven valuma-alueella sijaitsevat pistemäiset kuormittajat ja kuormitustarkastelussa käytetty osa-aluejako (I - III). Avl= asukasvastineluku.*

Sekä hajakuormituksen että pistemäisen kuormituksen osuus koko valuma-alueen vesistöihin tulevasta ravinnekuormasta on hyvin vähäinen, sillä yli 90 % ravinteista on peräisin luonnonhuuhtoumasta ja laskeumasta (kuva 38). Suoranaisesta ihmistoiminnasta aiheutuvan kuormituksen osuus on suurin Ivalojoen osa-alueella (II), missä taajamien jätevesikuormitus, maatalous ja haja-asutus ovat merkittävimmät kuormittajat. Inarin alueella (osa-alue I) laskeuman osuus on huomattava ollen fosforikuormasta noin 40 % ja typpikuormasta yli 50 %.

Ihmisen toiminnasta aiheutuvan kuormituksen jakautuminen eri lähteisiin on esitetty kuvassa 38. Fosforikuormituksesta suurimman osuuden muodostaa kalankasvatus, jonka merkitys painottuu Inarijärven lähialueelle. Kalankasvatuksen ohella fosforikuormituksen lähteitä ovat haja-asutus, taajamien asumajätevedet ja maatalous, jotka kukin muodostavat noin 20 % kuormituksesta. Typpikuormitus jakaantuu eri lähteisiin siten, että yli kolmanneksen kuormituksesta muodostavat taajamien asumajätevedet. Maatalous, metsätalous ja kalankasvatus muodostavat jokainen lähes yhtä suuren osuuden typpikuormituksesta.



Kuva 38. Inarijärven valuma-alueelta vesistöihin tulevan ravinnekuormituksen jakautuminen eri lähteisiin.

7.7.2 Ivalojoen, Juutuanjoen ja Paatsjoen veden laatu ja jokien ainevirtaamat

Ivalojoen ja Juutuanjoen valuma-alueilta tulee vuosien 1961 - 1990 keskivirtaamien perusteella yhteensä 68 % Inarijärven tulovirtaamasta. Näiden jokien sekä Inarijärvestä lähtevän Paatsjoen ainevirtaamat arvioitiin vuosien 1980 - 1995 virtaama- ja vedenlaatutietojen perusteella. Ainevirtaamien arvioinnin luotettavuutta heikentää harva vedenlaatuaineisto, sillä näytteitä on otettu pääsääntöisesti vain neljä kertaa vuodessa. Paatsjoesta on otettu vuosina 1993 - 1995 näytteitä kerran kuussa ja vuonna 1995 Juutuanjoesta ja Ivalojoesta on otettu näytteitä tiheämmin tulva- ja kesäaikaan. Ivalojoen, Juutuanjoen ja Paatsjoen keskimääräisiä vedenlaatutietoja vuosilta 1980 - 1995 on koottu liitteeseen 2.

Veden laatu ja virtaama vaihtelevat eniten Ivalojoessa, missä virtaama on ollut vuosina 1980 - 1995 minimissään alle 10 m^3/s ja maksimissaan 900 m^3/s. Virtaamasta riippuvaisten vedenlaatumuuttujien kuten värin, COD_{Mn}-arvon, kiintoaineen ja kokonaisravinteiden pitoisuudet kohoavat selvästi keväällä valuman ja valuma-alueelta huuhtoutuvan orgaanisen aineen määrän kasvaessa.

Vedenlaatumuuttujien ja virtaaman vaihtelun suuruutta kuvaava variaatiokerroin (CV = s/x) on kaikilla mitatuilla muuttujilla selvästi suurempi Ivalojoessa kuin Juutuanjoessa ja Paatsjoessa (taulukko 11). Juutuanjoessa virtaaman variaatiokerroin oli melko korkea, mutta veden laadun vaihtelut olivat vähäisempiä ollen samaa tasoa kuin Paatsjoessa. Kiintoaineen variaatiokertoimet olivat kor-

keita kaikilla havaintopaikoilla, mikä johtuu kiintoainejakauman vinoudesta ja harvoista korkeista pitoisuuksista. Säännöstelystä ja Inarijärven tasaavasta vaikutuksesta johtuen Paatsjoessa virtaaman ja veden laadun vaihtelut ovat hyvin vähäisiä eikä virtaamassa ole kaikkina vuosina havaittavissa selvää huippua.

Taulukko 11. Variaatiokerroin (CV) virtaamalle (Q), kokonaisfosforille (TP), kokonaistypelle (TN), väriluvulle (VÄRI), kemialliselle hapenkulutukselle (COD) ja kiintoaineelle (KA) Ivalojoessa, Juutuanjoessa ja Paatsjoessa vuosina 1980 - 1995.

	CV					
	Q	TP	TN	VÄRI	COD	KA
Ivalojoki	1,579	0,873	0,529	0,661	0,669	1,901
Juutuanjoki	1,061	0,438	0,315	0,341	0,334	0,722
Paatsjoki	0,434	0,563	0,267	0,361	0,182	0,889

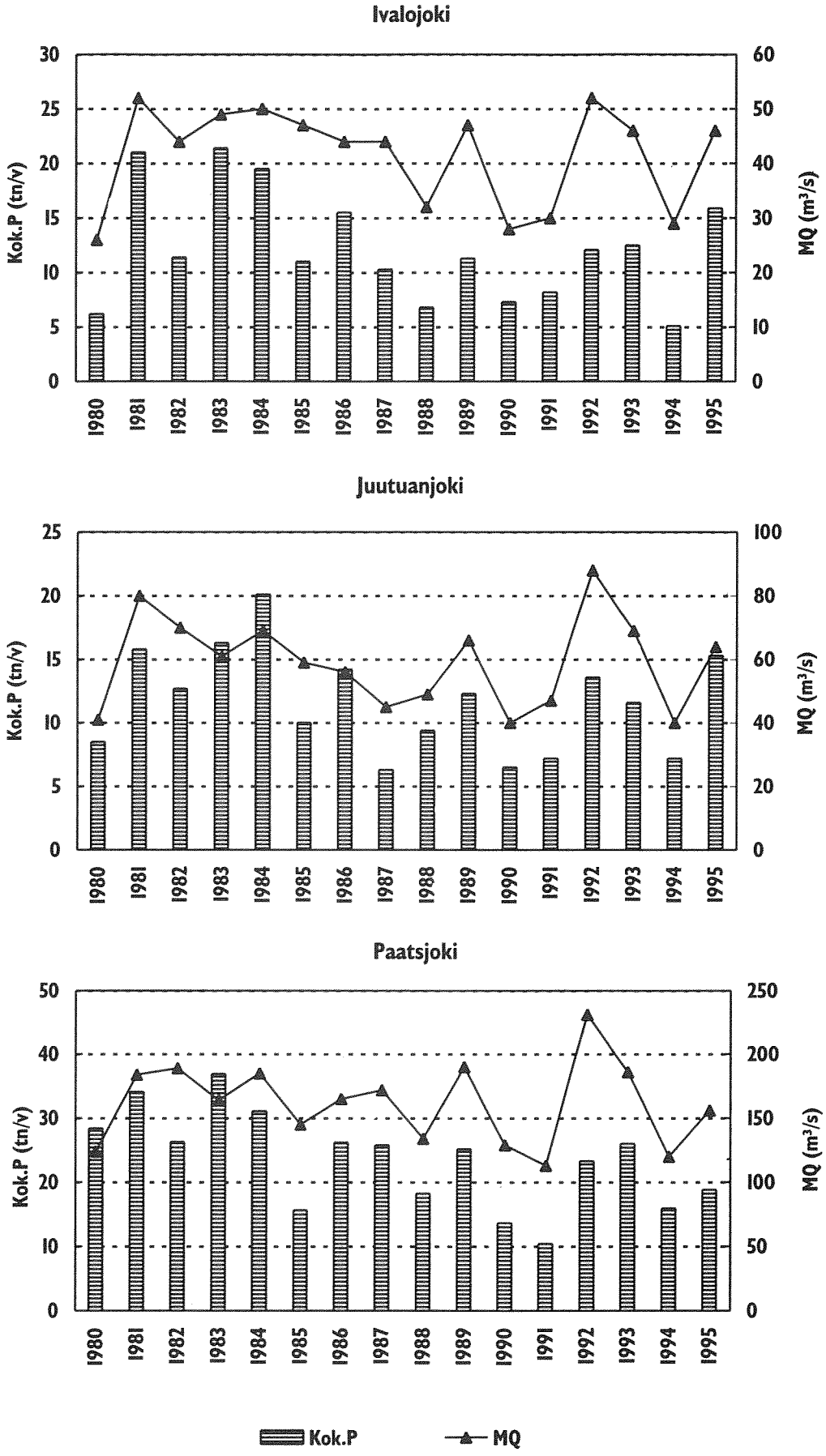
Juutuanjoen vedenlaatumuuttujien alhaisiin variaatiokertoimiin vaikuttanee osaltaan harva näytteenotto, minkä johdosta korkeat pitoisuudet ovat voineet jäädä havaitsematta. Vuoden 1995 tiheämmän näytteenoton aikana Juutuanjoessa havaittiin korkeampia kokonaisfosforin pitoisuuksia kuin muiden vuosien tavallisina näytteenottoajankohtina. Toisaalta aikaisempina vuosina pitoisuudet olivat melko alhaisia myös näytteenoton ajoittuessa tulva-aikaan. Ivalojoessa toukokuun näytteenotto ajoittui usein tulvahuippuun, joten myös tulva-ajan maksimipitoisuudet olivat paremmin edustettuina.

Ivalojoessa virtaaman ja tutkittujen vedenlaatumuuttujien välillä oli voimakas positiivinen korrelaatio (taulukko 12). Voimakkain korrelaatio oli virtaaman ja COD_{Mn}-arvon sekä virtaaman ja väriluvun välillä, kun taas heikoin riippuvuus oli virtaaman ja kokonaistypen välillä. Juutuanjoessa virtaaman ja vedenlaatumuuttujien väliset korrelaatiot olivat heikompia kuin Ivalojoessa. Heikoin riippuvuus myös Juutuanjoessa oli virtaaman ja kokonaistypen välillä. Paatsjoessa ainoastaan virtaaman ja väriluvun välillä oli heikko positiivinen korrelaatio.

Taulukko 12. Virtaaman (Q) ja kokonaisfosforin (TP), kokonaistypen (TN), väriluvun (VÄRI), kemialliselle hapenkulutuksen (COD) ja kiintoaineen (KA) väliset korrelaatiokertoimet Ivalojoessa, Juutuanjoessa ja Paatsjoessa vuosina 1980 - 1995. Korrelaation tilastollinen merkitsevyys *** = $p < 0,001$ (erittäin merkitsevä), ** = $p < 0,01$ (merkitsevä), * = $p < 0,05$ (jokseenkin merkitsevä), ns = tilastollisesti ei merkitsevä.

	Q-TP	Q-TN	Q-VÄRI	Q-COD	Q-KA
Ivalojoki	0,723***	0,591***	0,878***	0,905***	0,741***
Juutuanjoki	0,527***	0,238*	0,675***	0,729***	0,650***
Paatsjoki	-0,090^{ns}	0,063^{ns}	0,251*	- 0,031^{ns}	0,218^{ns}

Jokien ainevirtaamat laskettiin interpoloitujen pitoisuuksien ja päivittäisten virtaamien tulona. Ivalojoen ja osittain myös Juutuanjoen aineistossa tulvahuipun molemmin puolin lisättiin muun ajan keskipitoisuutta vastaava arvo ennen aineiston interpolointia. Kiintoaineelle ei laskettu ainevirtaamaa pitoisuuden suuren vaihtelun vuoksi. Vuotuiset ainevirtaamien vaihtelut korreloivat selvästi vuoden keskivirtaaman kanssa (kuva 39). Vaikka vedenlaatuaineiston harvuudesta johtuen ainevirtaamien laskemisessa on epävarmuutta, niin vuosien 1980 - 1995 keskimääräiset ainevirtaamat (taulukko 13) antavat kuitenkin suhteellisen luotettavan arvion ainevirtaamien tasosta.



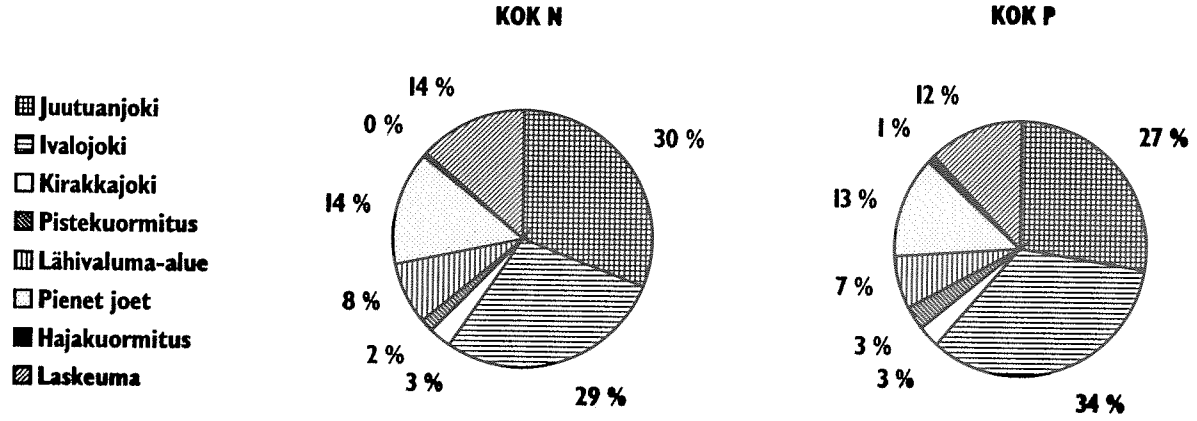
Kuva 39. *Kokonaisfosforin ainevirtaama (Kok. P, tn/v) ja vuoden keskivirtaama (MQ, m^3/s) Ivalojoessa, Juutuanjoessa ja Paatsjoessa vuosina 1980 - 1995.*

Taulukko 13. Ivalojoen (Pajakoski), Juutuanjoen ja Paatsjoen keskimääräiset kokonaisfosforin (TP), kokonaistypen (TN), kemiallisen hapenkulutuksen (COD) ja väriluvun (VÄRI) ainevirtaamat (tn/v) vuosina 1980 - 1995.

	Ainevirtaama			
	TP	TN	COD	VÄRI
Ivalojoki (Pajakoski)	11,8	274	8 790	58 900
Juutuanjoki	11,6	349	8 720	49 700
Paatsjoki	23,6	965	15 900	67 600

7.7.3 Inarijärven ainetase

Inarijärveen tulevasta ravinnekuormituksesta huomattava osa tulee Ivalojoen ja Juutuanjoen kuljettamien ainemäärien mukana (kuva 40). Jokien mukana tulee keskimäärin 61 % fosforista ja 59 % typestä. Ivalojoen mukana tulevaan kuormitukseen on lisätty Pajakosken alapuolisen osan luonnonhuuhtouma ja hajakuormitus. Lähivaluma-alueen ja muiden pienten jokien kuormitus on laskettu käyttäen kokonaisfosforin keskipitoisuutena 6 µg/l ja kokonaistypen 180 µg/l. Inarijärven lähivaluma-alueelta tulevan huuhtouman, pienten jokien ja hajakuormituksen osuus on noin 21 % fosforista ja 22 % typestä. Laskeuman osuus fosforista on 12 % ja typestä 14 %. Suoraan järveen tulevan pistekuormituksen osuus fosforikuormasta on noin 3 % ja typpikuormasta vajaa 2 %.



Kuva 40. Inarijärveen tulevan ravinnekuormituksen jakautuminen eri lähteisiin.

Inarijärveen tuleva keskimääräinen kokonaisfosforin kuormitus on 42 tonnia ja kokonaistypen noin 1 140 tonnia vuodessa. Pinta-alaa kohti laskettuna kokonaisfosforin kuormitus on 0,04 g/m²/v ja kokonaistypen kuormitus 1,1 g/m²/v. Inarijärveen pidättyvä osuus kokonaisravinteista laskettiin järveen tulevan kokonaiskuormituksen ja Paatsjoen ainevirtaaman erotuksena. Laskelmissa huomioitiin myös vuosien 1987 - 1994 keskimääräisen kalansaaliin mukana poistuva ravinnemäärä. Tällöin järveen pidättyväksi osuudeksi saatiin kokonaisfosforin osalta 42 % ja kokonaistypen osalta 14 %.

Fosforin sedimentoitumista järveen on kuvattu monien yksinkertaisten ainetasemallien avulla (mm. Larsen ja Mercier 1976, Lappalainen 1977, Frisk ym. 1980). Pidättymiskertoimen suuruus riippuu mm. järven fosforikuormituksesta, tilavuudesta ja virtaamasta. Prairie (1988) esitti mallin, jossa sedimentoituvan fosforin määrä laskettiin järven fosforikuormituksen ja järven keskimääräisen fosforivaraston perusteella. Inarijärven ainetaselaskelmalla saatu fosforin pidättymiskerroin (0,42) on

samaa suuruusluokkaa edellä mainittujen mallien antamiin kertoimiin verrattuna, jotka vaihtelivat 0,32 - 0,64. Mittasuhteiltaan Inarijärveä vastaavan Päijänteen eri osa-alueilla ainetaselaskelmalla saadut kokonaisfosforin pidättymiskertoimet ovat vaihdelleet vuosina 1970 - 1976 keskimäärin 0,23 - 0,44 (Frisk ym. 1980) eli olleet keskimäärin hieman alhaisempia kuin Inarijärvessä.

Kokonaistypen ainetaseesta ja pidättymisestä ei ole julkaistu vertailuaineistoa läheskään siinä määrin kuin fosforin osalta. Janssonin (1979) tutkimassa pienessä, niukkaravinteisessa Pohjois-Ruotsissa sijaitsevassa Stugsjön-järvessä avovesikauden aikana järveen tulevasta kokonaistypen kuormasta pidättyi keskimäärin 28 %. Inarijärvessä ainetaselaskelman perusteella saatu typen pidättyminen vaikuttaa suhteellisen alhaiselta. Inarijärven kaltaisessa karussa ja happitilanteeltaan hyvässä järvessä typen sidonnan ja denitrifikaation merkitys typen kierron kannalta on todennäköisesti hyvin pieni. Oligotrofisissa järvissä suhteellisen pieni ravinnekuormitus pystyy ylläpitämään kohtuullisen suurta biomassaa ja huomattava osa ravinteista on kierrossa tai virtaa järvestä ulos (Salonen ym. 1992).

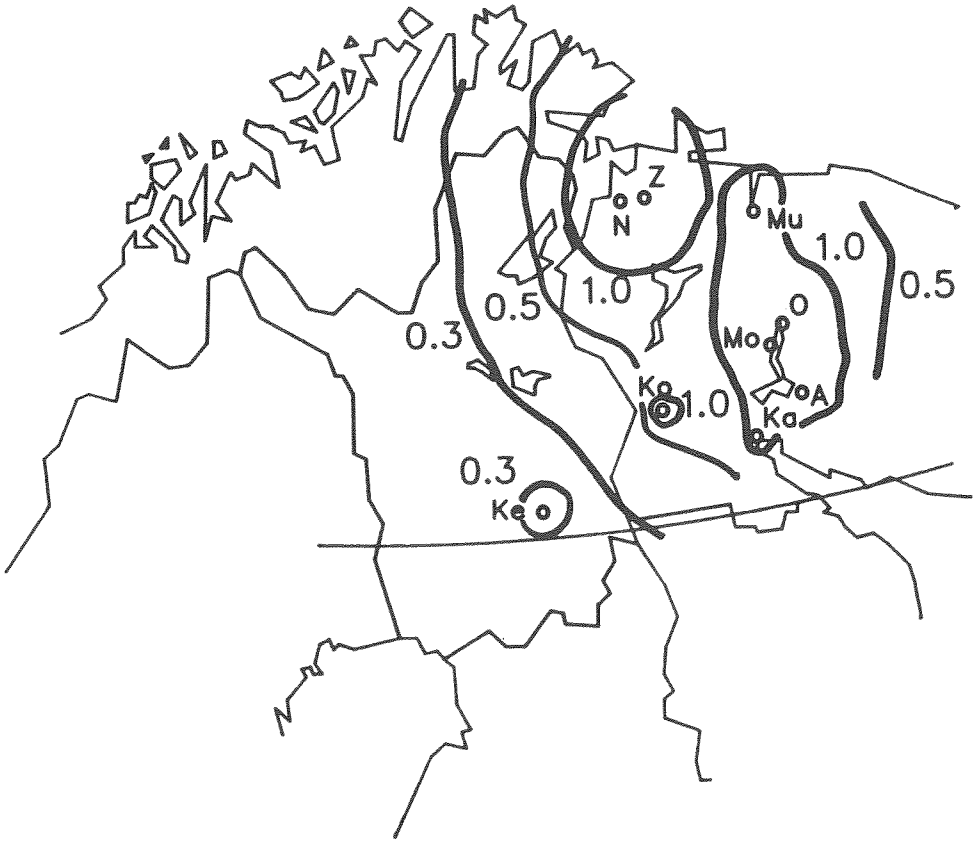
7.7.4 Happamoittava laskeuma

Tärkeimmät maaperää ja pintavesiä happamoittavat yhdisteet ovat rikkipäästöistä muodostunut sulfaatti, ammonium ja typenoksideista syntynyt nitraatti. Lapissa hapan laskeuma koostuu pääosin rikkilaskeumasta, sillä typpiyhdisteiden laskeuma on melko vähäistä. Valtaosa napapiirin pohjoispuoleisista rikkipäästölähteistä sijaitsee Venäjällä Kuolan niemimaalla (Laurila ym. 1991). Kuolan niemimaan saastepäästöt ovat pääosin peräisin Petshenganikelin ja Severonikelin nikkeli-kuparisulatoista. Petshenganikelin laitokset sijaitsevat Nikelissä ja Zapoljarnyissä ja Severonikel Montsegorskissa (kuva 41).

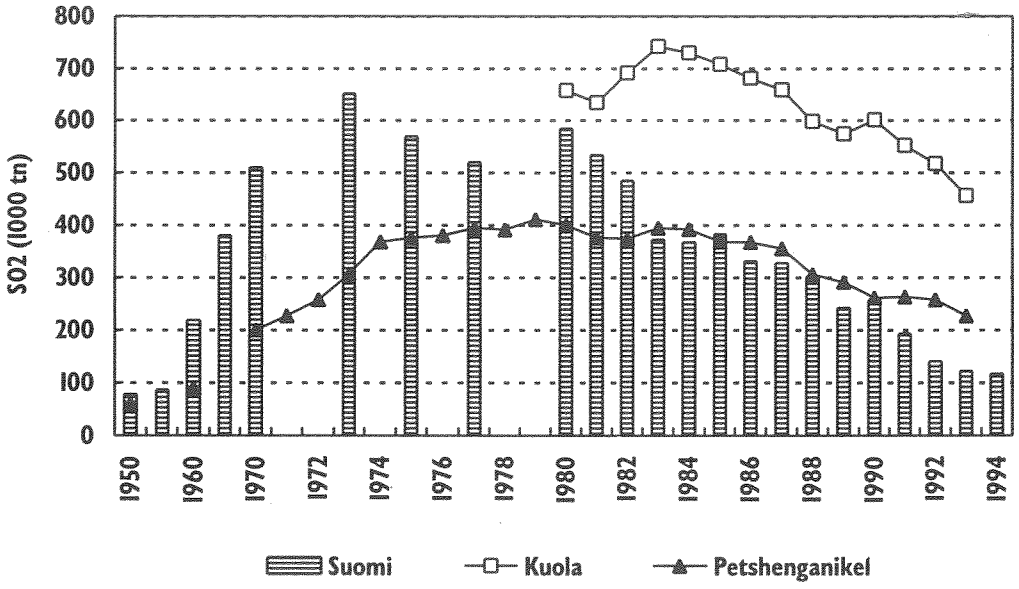
Suomen rikkipäästöt (SO_2) ovat olleet suurimmillaan 1970-luvulla, minkä jälkeen vuodesta 1980 vuoteen 1994 päästöt ovat vähentyneet noin 80 % (kuva 42). Kuolan niemimaan yhteenlasketut rikkidioksidipäästöt olivat suurimmillaan vuonna 1983, minkä jälkeen päästöt ovat vähentyneet miltei 40 % vuoteen 1993 mennessä. Inarin alueelle voimakkaimmin vaikuttavan Petshenganikelin kombinaatin rikkipäästöt olivat vuonna 1990 yhtä suuret kuin koko Suomen päästöt eli noin 260 000 tonnia SO_2 kun vastaavana ajankohtana Lapin omat SO_2-päästöt olivat ainoastaan vajaat 10 000 tonnia (Anttila 1995).

Happamoittavan laskeuman suuruutta ja sen alkuperää on arvioitu erilaisten kulkeutumis- ja leviämismallien avulla (mm. EMEP, HAKOMA). Eri mallien antama kuva rikkilaskeuman tasosta vaihtelee hieman, mutta kaikkien mallien perusteella happamoittavien rikkiyhdisteiden laskeuma kasvaa Inarin itäosissa huomattavasti Länsi-Lapin tasoon verrattuna. Tuovisen ym. (1993) mallin perusteella rikkilaskeuma on Länsi-Lapissa alle 0,3 g/m^2/v. Rikkilaskeuman määrä kasvaa itäänpäin ollen Inarin itäosassa noin 1,0 g/m^2/v. Ongelmana rikkilaskeuman arvioimisessa on kuivalaskeuman määrä, jonka osuus rikin kokonaislaskeumasta voi olla Inarin Lapissa jopa yli 60 % (Tuovinen ym. 1993, Anttila 1995). EMEP-mallin avulla on arvioitu, että noin puolet Keski-Lapin rikkilaskeumasta on peräisin Kuolan niemimaalta. Loppuosa on peräisin Suomesta ja muista Euroopan ja Venäjän päästölähteistä (Anttila 1995).

Vesistöjen happamoitumisherkkyyteen vaikuttavat etenkin valuma-alueen maa- ja kallioperän rapautumisherkkyys ja siinä olevien puskuroivien emäskationien määrä. Happamoitumisherkkyyteen vaikuttavat myös valuma-alueen koko, maaperäkerroksen paksuus ja topografia. Inarijärven valuma-alue on suhteellisen happamoitumisherkkää aluetta, sillä alueelle ovat ominaista heikko kallioja maaperän rapautuvuus, ohut maaperä, kalliopaljastumien runsaus ja eroosio-



Kuva 41. *Arvioitu rikkilaskeuma Pohjois-Suomessa ja Kuolan niemimaalla (g S/m²/v) heinäkuussa 1990 - kesäkuussa 1991. A = Apatity, Ka = Kanda laksha, Ke = Kemijärvi, Ko = Kovdor, Mo = Montsegorsk, Mu = Murmansk, N = Nikel, O = Olenegorsk, Z = Zapoljarnyi (Tuovinen ym. 1993).*



Kuva 42. *Suomen rikkipäästöjen kehitys vuosina 1950 - 1994 (Ympäristöministeriö 1989, Suomen ympäristökeskus 1996), Petshenganikelin rikkipäästöt vuosina 1950 - 1993) ja Kuolan niemimaan päästölähteiden yhteenlasketut rikkipäästöt vuosina 1980 - 1993 (Anttila 1995).*

herkkyys. Maaperän ja vesistöjen happamoitumisherkkyys on suurin Inarin koillisosassa, missä maa- ja kallioperässä on vähän puskuroivia emäskationeja, valuma-alueet ovat pieniä, maaperä on ohut ja topografia on jyrkkä (Kähkönen 1993).

Pintavesien ja metsämaiden herkkyyttä happamalle laskeumalle on tarkasteltu arvioimalla näiden ekosysteemien kriittistä kuormitusta (Kämäri ym. 1992). Kriittisellä kuormituksella tarkoitetaan korkeinta happamoittavien yhdisteiden laskeumaa, joka ei nykyisen tietämyksen mukaan aiheuta pitkällä aikavälillä haitallisia muutoksia ekosysteemin oleellisissa ominaisuuksissa. Järvien kriittinen kuormitus vaihtelee voimakkaasti melko pienenkin alueen sisällä. Inarijärven valuma-alueella järvien kriittinen kuormitus vaihtelee alle 20:stä yli 80:een meq/m^2/v (Henriksen ym. 1994), mikä vastaa rikkilaskeumana noin 0,3 - 1,3 g/m^2/v. Vuoden 1990 päästötiedoilla kriittinen kuormitus ylittyy etenkin valuma-alueen koillisosassa, missä maaperän ja vesistöjen happamoitumisherkkyys on suurin ja Kuolan teollisuuslaitoksista tulevat päästöt aiheuttavat suurimman happamoittavan laskeuman (Henriksen ym. 1994).

7.7.5 Kuormituksen vaikutukset vesistössä

Inarijärveen tulevasta ravinnekuormituksesta vain alle 5 % on suoraan ihmisen toiminnasta aiheutuvaa piste- ja hajakuormitusta. Osa laskeuman mukana tulevista ravinteista ja pääosa happamoittavista yhdisteistä on myös ihmisen toiminnasta johtuvaa.

Eri päästölähteistä tulevan kuormituksen merkitys vesien tilan kannalta riippuu kuormituksen laadusta ja ajoittumisesta. Ravinnekuormituksen osalta jätevedenpuhdistamoilta ja kalankasvatuslaitoksilta tulevasta kuormituksesta suuri osa on perustuotannolle suoraan käyttökelpoisessa muodossa olevaa typpeä ja fosforia. Jätevedenpuhdistamoilta tuleva kuormitus pysyy suhteellisen tasaisena ympäri vuoden, mutta kalankasvatuslaitosten kuormituksesta yli puolet ajoittuu kesä-syyskuulle.

Hajakuormituksen ja luonnonhuuhtouman suuruus riippuu olennaisesti virtaamasta, ja siten tulva-aikana huuhtoutuu merkittävä osa vuoden kuormituksesta. Haja-asutuksen aiheuttamasta ravinnekuormituksesta huomattava osa on perustuotannolle suoraan käyttökelpoisessa muodossa. Sen sijaan pelloilta tuleva fosforikuormitus koostuu pitkälti erodoituneisiin maahiukkasiin sitoutuneesta partikkelimaisesta fosforista. Uusimpien tutkimusten (Ekholm 1992) mukaan noin 30 % peltoviljelyn kokonaisfosforikuormituksesta on leville käyttökelpoisessa muodossa. Suurin osa pelloilta tulevasta typpikuormasta on leville käyttökelpoista nitraattityppeä.

Luonnonhuuhtouman sisältämästä fosforista huomattava osa on kuolleeseen eloperäiseen aineeseen tai kivennäisainekseen sitoutunutta fosforia. Luonnonhuuhtouman sisältämästä typestä myös suuri osa on detritukseen tai humusaineisiin sitoutunutta orgaanista typpeä (Ahtiainen 1990, Visuri ja Heikkinen 1990). Kiintoaineeseen sitoutuneesta fosforista yleensä vain pieni osa on biologisesti helppokäyttöisessä muodossa. Myös humusaineet ovat hitaasti hajoavia, ja niihin pidättyneet ravinteet vapautuvat heikosti perustuottajien käyttöön.

Nellimin sadeaseman tietojen mukaan sateen mukana tulevasta kokonaistyppilaskeumasta 33 % oli nitraattityppeä ja 18 % ammoniumtyppeä. Laskeumamittauksissa ei ole yleensä tutkittu fosfaattifosforia, mutta muutamien Lapin vesi- ja ympäristöpiirin Sarmijärven asemalla tekemien mittausten perusteella yli puolet kokonaisfosforista oli fosfaattifosforia. Tämän perusteella voidaan arvioida, että noin puolet sateen mukana vesistöihin tulevasta typpi- ja fosforilaskeumasta on helposti perustuottajien käytettävissä. Laskeuman sisältämien ravinteiden onkin todettu pohjoisissa, karuissa järvissä muodostavan huomattavan osan käyttökelpoisista ravinteista (Jansson 1979, Axler ym. 1994).

Koska Inarijärveen tulevasta ravinnekuormasta yhteensä alle 20 % on peräisin ihmistoiminnasta (piste- ja hajakuormitus, laskeuma), ja tästäkin valtaosa tulee laskeuman mukana, niin sen vaikutusten toteaminen vesistössä on vaikeaa. Jätevesien sisältämien orgaanisten aineiden aiheuttama hapen kuluminen voi osaltaan vaikuttaa alusveden hapen kulumiseen kevättalvella jokisuiden edustoilla (kuva 26). Kuitenkin jokivesien mukana valuma-alueelta kulkeutuvan orgaanisen aineen merkitys hapen kulumiseen on todennäköisesti huomattavasti suurempi.

Ihmistoiminnasta aiheutuva ravinnekuormitus voi osittain vaikuttaa myös jokisuiden edustojen avovesikautena hieman korkeampiin kokonaisfosforin ja a-klorofyllin pitoisuuksiin (luku 7.2). Rehevöittävän pistekuormituksen osuus ravinteiden kokonaiskuormasta on kuitenkin niin vähäinen, ettei sen vaikutuksia voida erottaa luonnonhuuhtoumasta. Vaikka pistekuormituksella ei ole merkittäviä vaikutuksia Inarijärven veden laatuun, niin paikallisesti sen merkitys voi olla suurempi. Rehevämpien jokisuualueiden kalantuotanto on myös korkeampi kuin Inarijärven muiden alueiden.

Happamoittavan laskeuman aiheuttama kuormitus näkyy Inarijärven ja Paatsjoen veden laadussa veden puskurikykyä kuvastavan alkaliteetin laskevana trendinä 1980-luvun puoliväliin saakka, minkä jälkeen happamoitumiskehitys näyttää pysähtyneen (luku 7.3). Tällöin sulfaattipitoisuuden kasvu kääntyi laskuun ja vastaavasti alkaliteetin lasku pysähtyi ja kääntyi lievään nousuun. Tähän on vaikuttanut ilmeisesti Suomen ja Kuolan niemimaan rikkipäästöjen väheneminen 1980-luvun alkupuolelta lähtien (kuva 42).

Rantavyöhykkeen eliöyhteisöt ja niihin vaikuttavat tekijät

8

Seppo Hellsten[1], Risto Palomäki[2], Mika Marttunen[3]

[1] VTT Yhdyskuntatekniikka
[2] Keski-Suomen ympäristökeskus
[3] Suomen ympäristökeskus

8.1 Tutkimukset

Rantavyöhykettä koskevien tutkimusten tavoitteena oli:

1. Eritellä rantavyöhykkeen tärkeimmät abioottiset (elottomat) ja bioottiset (elolliset) muuttujat kirjallisuusselvityksen, kehitettyjen laskentamenetelmien ja suppeiden kenttätöiden avulla.
2. Määritellä keskeisten habitaattien (elinympäristöjen) ominaisuudet ja niiden suhteelliset osuudet.
3. Arvioida vedenpinnan säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeellä käyttäen hyväksi myös vertailujärvistä saatavaa tietoutta.

Lisäksi Peskanlahdella mitattiin tiheävälisesti ranta- ja ulappaveden lämpötilakehitystä jäidenlähdöstä loppukesään automaattisesti rekisteröivillä mittauslaitteilla.

Luvuissa 8.1.1 ja 8.1.4 on esitetty tutkimuksessa käytetyt menetelmät ja luvuissa 8.2 - 8.5 tutkimusten tulokset. Tutkimuksista on laadittu myös erilliset raportit (Hellsten ym. 1995, Palomäki ja Hellsten 1996).

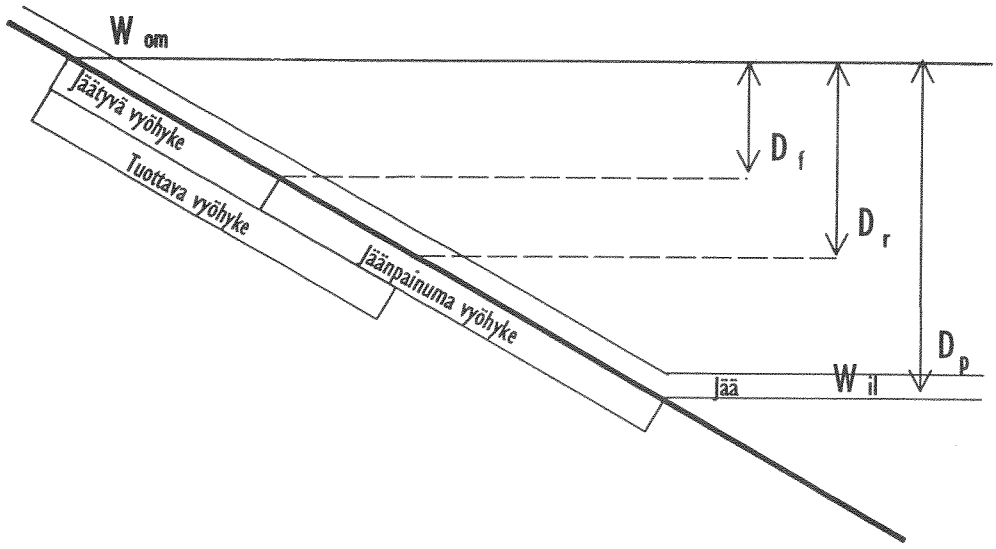
8.1.1 Elottomien muuttujien erittely

Rantavyöhykkeen elottomien ja elollisten muuttujien erittelyssä käytetyt menetelmät olivat suurelta osin samoja kuin aikaisemmissa järvisäännöstelytutkimuksissa (Hellsten ym. 1989, Keränen ym. 1992, Kaatra ja Marttunen 1993). Uusia menetelmiä käytettiin ja kehitettiin vain Inarijärven erityisluonteen niin vaatiessa.

Vedenkorkeuden vaihteluvyöhykkeet määritettiin Hellstenin (1996) mukaan avovesikauden (4.6. - 31.10.) aikaisen vedenkorkeuden pysyvyyden (d) avulla seuraavasti: Supralitoraaliksi luetaan ylimmän vedenkorkeuden ja 10 %:n tason välinen alue (0 % < d <= 10%). Vyöhyke kuvaa äärimmäisen harvoin toistuvan tulvan aluetta, jolla ei juurikaan tavata enää rantakasvillisuutta. Eulitoraali (10 % < d <= 75 %) on varsinaista vedenkorkeuden vaihtelualuetta, jolle on tyypillistä saravaltainen ja ilmaversoisten muodostama kasvillisuus. Sublitoraali (d > 75 %) on jo varsinaisen vesikasvillisuuden luonnehtimaa aluetta.

Jään vaikutusta rantavyöhykkeellä arvioitiin Hellstenin ym. (1996) kehittämän menetelmän avulla. Rantavyöhykkeeltä eroteltiin a) jäätyvä vyöhyke, jossa lähellä rantaa jää painuu pohjaa vastaan jäädyttäen samalla pohjasedimentin sekä b) jäänpainumavyöhyke, jolla jää ainoastaan painuu pohjaa vasten jättäen pohjasedimentin pinnan sulaksi (kuva 43). Eri vyöhykkeiden pinta-alat suhteessa va-

laistun tuottavan vyöhykkeen pinta-alaan kuvaavat säännöstelyn voimakkuutta. Herkimmät pohjalehtiset vesikasvit ja suurikokoiset pohjaeläimet eivät menesty jäätyvällä vyöhykkeellä, mutta voivat selviytyä jäänpainumavyöhykkeellä.



Kuva 43. ***Järvisäännöstelyn vaikutusten arvioinnissa käytettävä vyöhykejako (Hellsten ym. 1996). W_{om} = avovesikauden keskivesi, W_{il} = jääpeitteisen kauden alivesi, D_f = jäätyvän vyöhykkeen alin taso, D_r = punaisen valon tunkeutumissyvyys, D_p = jäänpainumavyöhykkeen alin taso.***

Jäätyvän vyöhykkeen (D_f) ja jäänpainumavyöhykkeen (D_p) alarajat voidaan laskea yhtälöillä 1 ja 2:

$$D_f = (W_{om} - W_f) + (0{,}9 * I_s) \quad (1)$$
$$D_p = (W_{om} - W_{il}) + (0{,}9 * I_s) \quad (2)$$

missä:
- W_{om} = avovesikauden keskimääräinen vedenkorkeus,
- W_f = vedenkorkeus 6. helmikuuta,
- 0,9 = jään ominaispaino,
- I_s = jään paksuus rantavyöhykkeellä,
- W_{il} = keskimääräinen alin vedenkorkeus jääpeitteisenä kautena.

Tuottavan vyöhykkeen alaraja voidaan määrittää laskemalla ensin punaisen valon vaimenemiskerroin (E_r) veden värin (C) avulla Elorannan (1978) yhtälöllä:

$$E_r = 0{,}25\ C^{0{,}42},\quad r = -0{,}82,\quad n = 30 \quad (3)$$

Edelleen syvyysvyöhyke (D_r), jonka saavuttaa 4,5 % (pohjalehtisen kasvillisuuden syvyysraja-arvo) punaisesta valosta määritetään tuottavan vyöhykkeen alarajaksi ja on laskettavissa seuraavasti Lambert-Beer lain perusteella:

$$D_r = -\ln(0{,}045)/E_r \quad (4)$$

Mallilaskelmien sopivuuden varmistamiseksi pohjoisissa olosuhteissa tehtiin kesällä 1993 myös täydentäviä mittauksia. Veden värin perusteella erotelluilla osa-alueilla mitattiin "Submarine fotometer" - mittarilla eri värisen valon vaimenemista eri syvyyksiltä. Mittaukset suoritettiin 7. - 8.8.1993 pinnasta alkaen metrin

välein siihen syvyyteen asti, jossa mittari ei enää reagoinut. Veden pinnalle tulevan valon voimakkuutta seurattiin luksimittarilla samanaikaisesti vedenalaisten mittausten kanssa pilvisyyden aiheuttamien erojen korjaamiseksi.

Rantavyöhykkeen jyrkkyyden arvioinnissa käytettiin Inarijärven ensimmäisten säännöstelytutkimusten yhteydessä tehtyjä runsaslukuisia profiilimittauksia (Nenonen 1972). Rantavyöhykkeen yläosan jyrkkyyden tarkistamiseksi tehtiin lokakuussa 1994 sarja tarkistusmittauksia Jarmo Hirvelän (LAP) johdolla. Järveltä valittiin 5 eri osa-aluetta (Paksuvuono, Nellim, Hirvasniemi, Paloniemenharju, Nanguniemi), joista kustakin edelleen 6 mittauspistettä. Jokaisessa mittauspisteessä oli kolme rinnakkaislinjaa 10 - 15 metrin välein. Vaaitusprofiilit vedettiin rantatörmän tyveltä aina tasolle N_{hanke} + 118,0 m asti.

8.1.2 Elollisten muuttujien erittely

Elollisista muuttujista pohjalevästön biomassaa mitattiin viidellä eri alueella Palkissaaren lähiympäristössä. Tuotanto mitattiin biomassana ja a-klorofyllin pitoisuutena pohjaan asetettujen kirkkaiden akryylimuovilevyjen (10 x 20 cm) pinnalta. Levyt oli asetettu pohjaan vaaka-asentoon reikätiileen kiinnitetyn 20 cm pitkän pultin päähän. Mittaussyvyydet olivat 1, 3 ja 6 metriä, paitsi alueella S1 (kuva 48), jossa syvyydet olivat 1, 2, 3, 4, 5 ja 6 metriä. Mittaus aloitettiin 6.8.1993 ja lopetettiin 16.9.1993 (yht. 41 vrk).

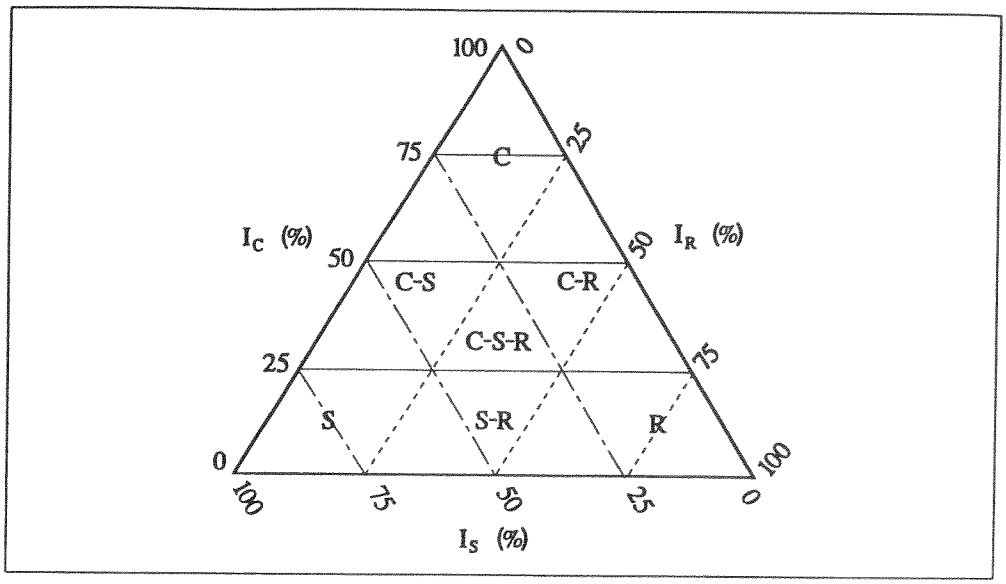
Kasvillisuustutkimuksissa keskityttiin pääsääntöisesti varsinaisiin vesikasveihin. Vesikasvillisuustutkimuksissa sovellettiin videotekniikkaa, jossa vedenpitävässä kotelossa olevan kameran kuva välittyy kaapelia myöten veneessä olevaan monitoriin ja nauhuriin. Lajimääritykset varmistettiin pohjanäytteenottolapion avulla. Kesällä 1993 kamera oli mustavalkoinen, seuraavana vuonna käytössä oli tulkintaa helpottava värikamera. Tutkitut alueet olivat Palkissaari, Akku, Tsurnuvuono, Riuruvuono, Lusmanuora ja Partakko. Yhteensä koealoja oli 394 kappaletta.

Vesirajan yläpuolisen kasvillisuuden tutkimuksissa keskityttiin saraikon esiintymisalueiden syvyystasojen määrittämiseen profiilimittausten avulla rantavyöhykkeen jyrkkyystutkimusten yhteydessä. Kuivan maan lajistoa ei täten juurikaan määritetty.

Kasvillisuuden strategia-analyysi tehtiin käyttäen Alasaarelan ym. (1993) menetelmää. Kasvuympäristöön, jossa vallitsee korkea stressi ja alhainen häiriötaso, on kehittynyt stressitolerantti strategia (S-strategia). Tyypillinen stressitekijä on valon vähäinen määrä joko muiden kasvien aiheuttaman varjostuksen tai vesisyvyyden lisääntymisen myötä. Sen sijaan alhaisen stressin ja korkean häiriötason elinympäristöön kehittyy ruderaalistrategia (R- strategia). Tällainen elinympäristö on esimerkiksi erosioituva rantavyöhyke. Kun ympäristön aiheuttama stressi ja häiriö ovat alhaisella tasolla, astuu kuvaan kolmas tärkeä kasveihin vaikuttava tekijä, keskinäinen kilpailu. Tällaiseen habitaattiin on kytkeytynyt kilpailustrategia (C-strategia) (Murphy ym. 1990). Habitaatissa, jossa sekä ympäristön aiheuttama stressi että häiriötaso ovat korkealla tasolla, on kasvillisuuden selviytyminen lähes mahdotonta, eikä tällaiseen ympäristöön ole kehittynyt erityistä strategiaa. Tätä Grimen (1974) esittämää ns. kolmiomallia voidaan kuvata tasasivuisella kolmiolla, jonka kulmina ovat primaaristrategiat S, R, sekä C ja niiden välillä yhdistelminä syntyvät sekundaaristrategiat C-R, S-C, S-R ja C-S-R (kuva 44).

Kasvilajit ovat sopeutuneet stressiin, häiriöön ja kilpailuun kukin lajilleen tai ekotyypilleen ominaisella tavalla. Tätä kasveille kehittyneiden piirteiden ja ominaisuuksien elinkierron täyttymisen mahdollistavaa toimintaa voidaan kutsua strategiaksi. Lajin strategia riippuu kolmen edellä mainitun primaaristrategiaelementin

(I_R, I_S, I_C) suhteellisista osuuksista. Jos esimerkiksi yksittäisen kasvilajin strategiaelementtien osuudet ovat I_R = 50%, I_S = 25%, I_C = 25%, on kasvi R-strategisti eli sietää voimakastakin eroosiota.

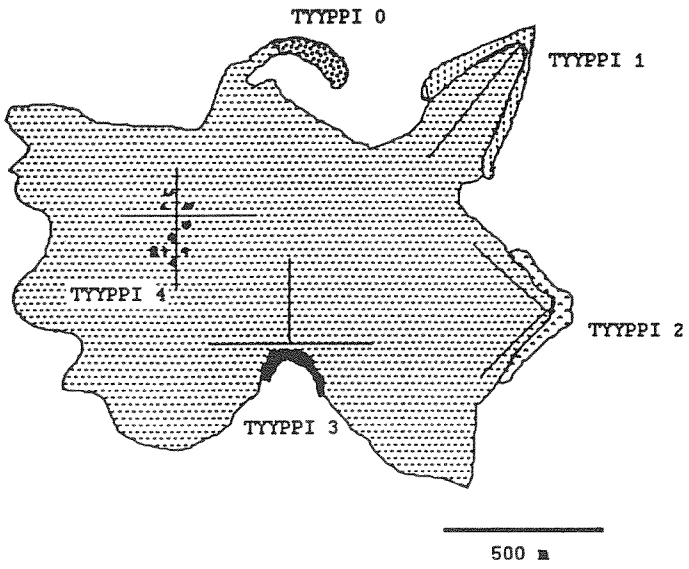


Kuva 44. *Kilpailun (C), stressin (S) ja häiriön (R) erilaisia tasapainoja kuvaava malli, sekä primaari ja sekundaaristrategioiden sijoittuminen malliin Grimen (1977) mukaan. I_R = häiriö(ruderaali) strategian osuus, I_S = stressitolerantin strategian osuus, I_C = kilpailustrategian osuus.*

Elottomien ja elollisten muuttujien välisiä riippuvuussuhteita selvittelevät kenttätyöt keskittyivät erityisesti Palkissaaren koealueelle, joka oli samalla yksi habitaattikartoituksen satunnaisotannalla valittu kymmenen kilometrin koejakso. Koejaksolla oli 26 avoimuuden suhteen erilaista koepistettä. Jokaisen koepisteen avoimuus määritettiin Håkansonin ja Ahlin (1976) menetelmän mukaan. Lisäksi käytettiin Palomäen (1992) kehittämää 0 - 4 -menetelmää, jossa rannan alttius aallokon vaikutukselle jaettiin viiteen eri luokkaan (kuva 45). Menetelmä yhdistää rannan avoimuuden ja muodon (kovera-kupera). Avoimuuskulmaa määritettäessä tehollisen pituuden miniminä käytettiin 500 metriä eli avoimuuskulman rajaavien säteiden pituudet olivat vähintään puoli kilometriä. Kultakin koealueelta mitattiin pohjan laatu vesipitoisuutena penetrometrin avulla 2 metrin syvyydestä sekä ilmakuvista seuraavat muuttujat; ilmaversoisten ja paljastuneen rantakivikon ulkoraja, poijulla merkitty kontrollitaso (N_{hanke} + 117,05 m) sekä näkyvän pohjan ulkoraja (vastaa sedimentaatiorajaa).

Vuosina 1993 - 1994 määritettiin myös muutamalla rannalla eri kasvillisuusvyöhykkeiden taso. Vuonna 1994 tutkimusta täydennettiin rantavyöhykkeen profiilimittausten yhteydessä, jolloin maastoryhmä määritti rantatörmän lisäksi saravyöhykkeen ylä- ja alarajan korkeustason.

Palkissaaren koealueelta kerättiin myös laaja pohjaeläinaineisto. Pohjaeläintutkimuksen tavoitteena oli löytää Inarijärvestä ne keskeiset elinympäristöä (habitaatti) kuvaavat muuttujat, jotka vaikuttavat voimakkaimmin habitaatilla elävän pohjaeläimistön biomassaan. Pohjaeläinnäytteet otettiin kultakin koepisteeltä 2 metrin syvyydeltä. Tarkasteluun otettiin mukaan 121 näytettä. Tutkimuksen tulokset on kuvattu perusteellisesti erillisissä julkaisuissa (Hellsten ym. 1995, Palomäki ja Hellsten 1996).



Kuva 45. *Rannan avoimuus arvioituna tuulialan suuruuteen perustuvalla 0 - 4 menetelmällä (Palomäki 1992). Tyyppi 0 = ei tuulialaa, tyyppi 1 = 0° - 89°, tyyppi 2 = 90° - 179 °, tyyppi 3 = 180° - 269° ja tyyppi 4 = 270° - 360°.*

Palkissaaren koealueen näyteasemilta löytyi kattavasti erilaisia pohjatyyppejä louhikosta orgaaniseen detrituspohjaan ja turvepohjaan asti. Pohjaeläinbiomassaa selittäviksi taustamuuttujiksi valittiin kultakin näyteasemalta kaikkiaan yhdeksän muuttujaa; avoimuus (km), avoimuus ulapalle avautuvana kulmana (aste) sekä puolen että yhden kilometrin säteeltä mitattuna, rannan kaltevuus (%), sedimentaatiorajan syvyys (m), penetrometrin terävimmän kartion tunkeutumissyvyys (cm), sedimentin vesipitoisuus (%) ja kasvillisuus mitattuna kolmiluokkaisella asteikolla (1 - 3) sekä kasvillisuuden peittävyytenä (%).

Pohjaeläinbiomassan riippuvuutta rantahabitaattien eri ominaisuuksista tarkasteltiin Pearssonin korrelaatiokertoimen avulla. Useamman kuin yhden muuttujan testiin, askeltavaan regressioanalyysiin valittiin ne pohjaeläinbiomassaan eniten vaikuttavat muuttujat, jotka voimakkaimmin korreloivat pohjaeläinbiomassan kanssa, ja jotka eivät olleet voimakkaassa korrelaatiossa keskenään.

Säännöstelyn vaikutuksia arvioitaessa pohjaeläimistön biomassa kuivapainona (Bm) rantavyöhykkeellä (0 - 3 metrin syvyys) laskettiin seuraavasti (Palomäki 1994):

$$\log Bm = 4{,}25 - 1{,}33\log\left(\frac{Wy}{Ds}100\right) \qquad (5)$$

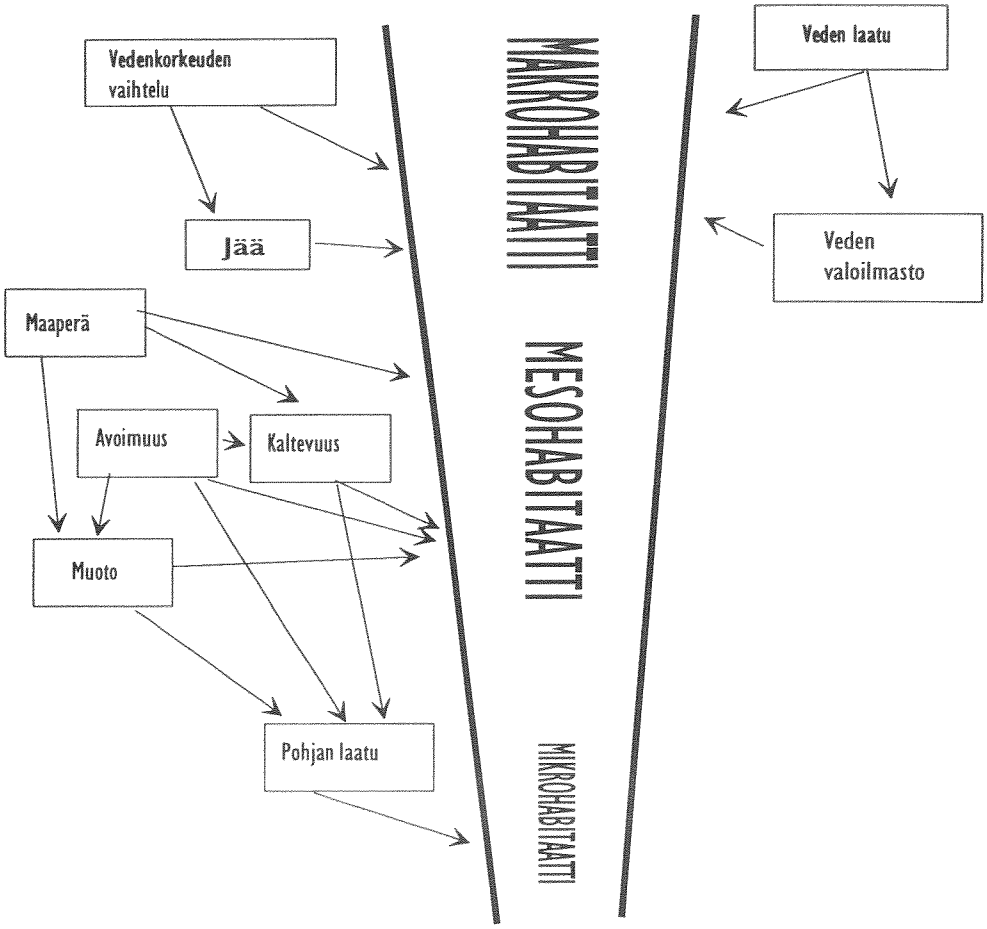
missä: W_y = vuotuinen vedenkorkeuden vaihtelu (m)
D_s = näkösyvyys (m)

Yhtälö perustuu mittauksiin neljällätoista suomalaisella järvellä.

8.1.3 Rantavyöhykkeen habitaattikartoitus

Rantavyöhykkeen habitaateilla tarkoitetaan rannan elottoman ympäristön muodostamaa kokonaisuutta, joka vaikuttaa elollisten tekijöiden esiintymiseen. Habitaattien syntyyn vaikuttavat monet elottomat tekijät, joista suurin osa otettiin tarkastelun kohteeksi myös Inarijärvellä (kuva 46). Habitaatti voidaan tarkastelun tark-

kuuden perusteella luokitella makro-, meso- tai mikrohabitaatiksi. Makrohabitaattitason muodostaa kokonainen järvi- tai esimerkiksi vedenlaadun perusteella erotettu osa-allas. Rannan maaperä on erittäin keskeinen tekijä, jota aallokon ja jään aiheuttama eroosio muokkaa. Eroosion seurauksena syntyy eri muodon ja jyrkkyyden omaavia rantoja, jotka voidaan luokitella mesohabitaattitasoon kuuluvaksi. Useimmat elottomat muuttujat riippuvat voimakkaasti syvyydestä, jota kuvaa erityisen hyvin pohjan laatu mikrohabitaattitason muuttujana.



Kuva 46. Rantavyöhykkeen habitaattien syntyyn vaikuttavat tekijät.

Habitaattitutkimuksen perustana on Inarijärven digitaalinen rantaviiva-aineisto, jonka perusteella määritettiin rantaviivan pituus ja laskettiin rannan avoimuus eräillä osa-alueilla. Kartoitusmenetelmäksi valittiin ilmakuvaus, jota varten koko järvi jaettiin 1. kaakkoisosan, 2. Ukonselän, 3. luoteisosan, 4. keski- ja pohjoisosan osa-alueisiin, jolta kultakin arvottiin kaksi noin kymmenen kilometrin pituista kaistaa. Epäedullisten sääolosuhteiden vuoksi ilmakuvaus tehtiin vain neljällä eri alueella. Rantavyöhykkeen maaperä jaettiin ilmakuvien tulkinnan perusteella hiekka-, kallio-, moreeni-, moreeni-turve- ja turverannoiksi.

Ilmakuvauksen osoittauduttua puutteelliseksi ja monien tulkintavaikeuksien takia päädyttiin määrittämään habitaattien ominaisuudet avoimuutena siihen erityisesti kehitetyn laskentamallin avulla. Perustana käytettiin digitaalista rantaviivaa (©Maanmittaushallitus), jolta avoimuus voitiin laskea Heimo Vepsän (Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus) kehittämän tietokoneohjelman avulla.

8.1.4 Rantaveden lämpötilamittaukset

Inarijärven muikun voimakkaiden vuosiluokkavaihteluiden erääksi syyksi on epäilty järven ääreviä lämpötilaolosuhteita. Heti jäiden lähdön jälkeiset sääolosuhteet vaikuttavat rantaveden lämpötilakehitykseen ja sitä kautta mm. eläinplanktontuotannon käynnistymiseen. Muikun vastakuoriutuneet poikaset rantautuvat alkukesästä ja niiden eloonjäänti riippuu mm. vallitsevista ravinto-olosuhteista.

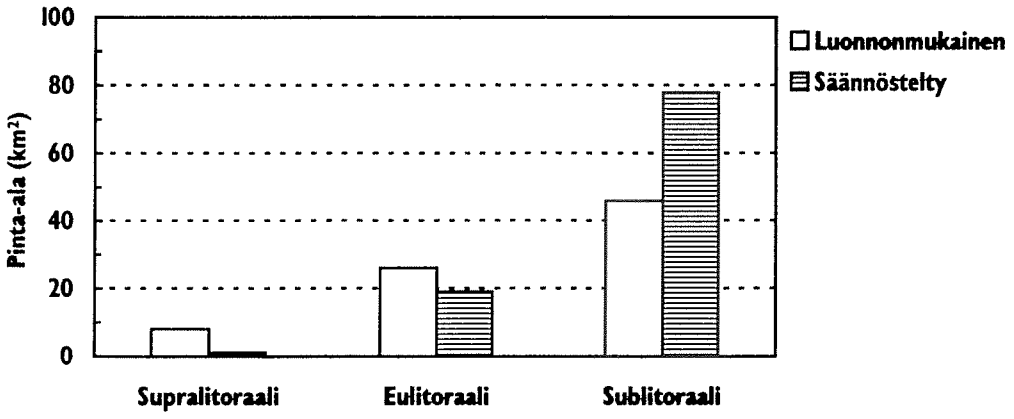
Rantalämpötilamittausten tarkoituksena oli hankkia aineistoa lämpötilakehityksen mahdollista mallintamista varten. Rantaveden lämpötila mitattiin Peskanlahdella neljästä eri syvyysvyöhykkeestä (20 cm, 1 m, 2 m ja 5 m) yhteensä 15 pisteestä kymmenen minuutin välein. Lisäksi lahden keskelle asennettiin säähavaintoasema, joka rekisteröi ilman lämpötilan, tuulen nopeuden ja suunnan lisäksi veden lämpötilan 0,5 m ja 1 m syvyydellä. Peskanlahden ja itse pääaltaan (Satapetäjäselkä) välisen vuorovaikutuksen havainnoimiseksi asennettiin lahden suulle rekisteröivä virtausmittari.

Rantalämpötila-aineiston alustavassa tarkastelussa on havaittavissa erittäin nopeita ja varsin voimakkaita lämpötilamuutoksia. Aineisto raportoidaan tarkemmin vuoden 1997 aikana.

8.2 Rantavyöhyke elinympäristönä

8.2.1 Rantavyöhykkeen ympäristömuuttujat

Vedenkorkeuden vaihtelu on eräs keskeisimmistä rannan vyöhykkeisyyteen vaikuttavista tekijöistä (esim. Rørslett 1989). Säännöstelyn vaikutuksia vedenkorkeuksiin on kuvattu perusteellisesti luvussa 4.2. Vedenkorkeuden vaihteluvyöhykkeet ovat myös muuttuneet säännöstelyn myötä. Huipputulvat ovat leikkautuneet pois eli supralitoraali (ranta-alueen vuotuisen keskimääräisen vedenvaihtelun rajaaman alueen yläpuolinen alue) on pienentynyt selvästi. Ilmiö on tyypillinen useimmille säännöstellyille vesistöille (esim. Ontojärvi, Oulujärvi, Päijänne, Konnivesi) ja on kuvattu useissa eri tutkimuksissa (Hellsten ym. 1989, Keränen ym. 1992, Kaatra ja Marttunen 1993, Riihimäki ja Hellsten 1996). Sen sijaan ilmaversoiskasvillisuudelle sopivan eulitoraalin l. vedenpinnan vuotuisen vaihtelun piiriin kuuluvan rantavyöhykkeen ala on hieman supistunut aikaisemmasta. Sublitoraalin l. useimmiten vedenpinnan alapuolella olevan vyöhykkeen pinta-ala on laajentunut selvästi (kuva 47).



Kuva 47. *Avovesikauden aikainen vedenkorkeuden vaihteluvyöhykkeiden laajuus Inarijärvellä luonnonmukaisena ja säännösteltynä. Sublitoraalin alaraja on laskettu 100 %:n pysyvyyden perusteella.*

Jään haitallista merkitystä on yleensä korostettu säännöstelyn vaikutuksia arvioitaessa, koska kevättalvella alaspainuva jää saa aikaan puristusvaikutuksen lisäksi pohjasedimentin jäätymisen. Monet eliöt kuten eräät suurikokoiset pohjaeläimet ja pohjalehtiset kasvit häviävät jäätyvältä vyöhykkeeltä, mutta myös sen alapuolisella jäänpainumavyöhykkeellä niiden määrä vähenee voimakkaasti (esim. Tikkanen ym. 1989). Inarijärvellä jään vaikutus on melko pienestä säännöstelyvälistä ja veden kirkkaudesta johtuen vähäinen. Jäätyvän vyöhykkeen pinta-ala oli teoreettisten laskelmien perusteella 67 km^2 ennen säännöstelyä ja 27 km^2 säännöstelyn jälkeen. Jäänpainumavyöhykkeen pinta-ala oli vastaavasti ennen säännöstelyä 42 km^2 ja säännöstelyn jälkeen 71 km^2. Erityisesti jäätyvän vyöhykkeen pinta-ala on säännöstelyn myötä pienentynyt selvästi, koska keskiveden nousu on siirtänyt rantaa korkeammalle ja jyrkemmälle rannalle.

Rantavyöhykkeen morfologia on muuttunut säännöstelyn myötä; vedenkorkeuden nousu noin 50 cm:llä on jyrkentänyt ylintä rantavyöhykettä. Toisaalta suojaisilla moreeni- ja turverannoilla on profiili ilmeisesti loiventunut, koska vanhan rantakivikon yläpuolella on usein loivahko kulunut rantatasanne. Ylimmän rantavyöhykkeen (0 - 1 m) jyrkkyydeksi saatiin tarkistusmittausten perusteella 11,4 %, joka poikkesi vain hieman Nenosen (1972) aineistosta lasketusta jyrkkyydestä (11,1 %). Rantavyöhyke oli siten vastoin ennakko-odotuksia vain hieman jyrkempi kuin eräissä muissa Pohjois-Suomen järvissä; esimerkiksi säännöstellyssä Kuhmon Ontojärvessä moreenirantojen keskimääräinen jyrkkyys oli 10,3 % (Hellsten ym. 1989).

Pohjanlaatu on eräs keskeisin rannan elottomista muuttujista, joka kuvaa jyrkkyyden, avoimuuden ja muodon muodostamaa kokonaisuutta. Pohjanlaatu vaikuttaa sekä vesikasvillisuuden että pohjaeläimistön esiintymiseen (esim. Duarte ja Kalff, 1986). Pohjanlaatuun vaikuttavien tekijöiden välisiä riippuvuussuhteita on esitetty taulukossa 14. Pohjanlaatua hyvin kuvaava sedimentin vesipitoisuus näytti olevan tilastollisesti merkittävässä korrelaatiossa sekä rannan avoimuuden että muodon kanssa ja suuntaa antavasti myös rannan kaltevuuden kanssa. Sedimentin vesipitoisuus oli sitä suurempi mitä suojaisempi ja loivempi ranta oli kyseessä. Myös ilmakuvilta määritetty sedimentaatioraja riippui rannan avoimuudesta ollen syvimmällä avoimilla rannoilla. Pohja on siis sitä pehmeämpää ja pehmeän pohjan alue alkaa sitä matalammalta mitä suojaisemmasta alueesta on kysymys. Rantavyöhykkeen muoto ilmaistuna asteikolla 0 - 4 kuvasi parhaiten sekä avoimuutta että pohjanlaatua ja on etenkin luokkina ilmaistuna nopea menetelmä rantavyöhykkeen luokittelemiseksi (ks. Palomäki 1992).

Taulukko 14. Palkissaaren koealueen eri koealoilta (n = 26) mitattujen muuttujien välisiä riippuvuussuhteita (Pearssonin korrelaatio, *=p<0,05, **=p<0,01).

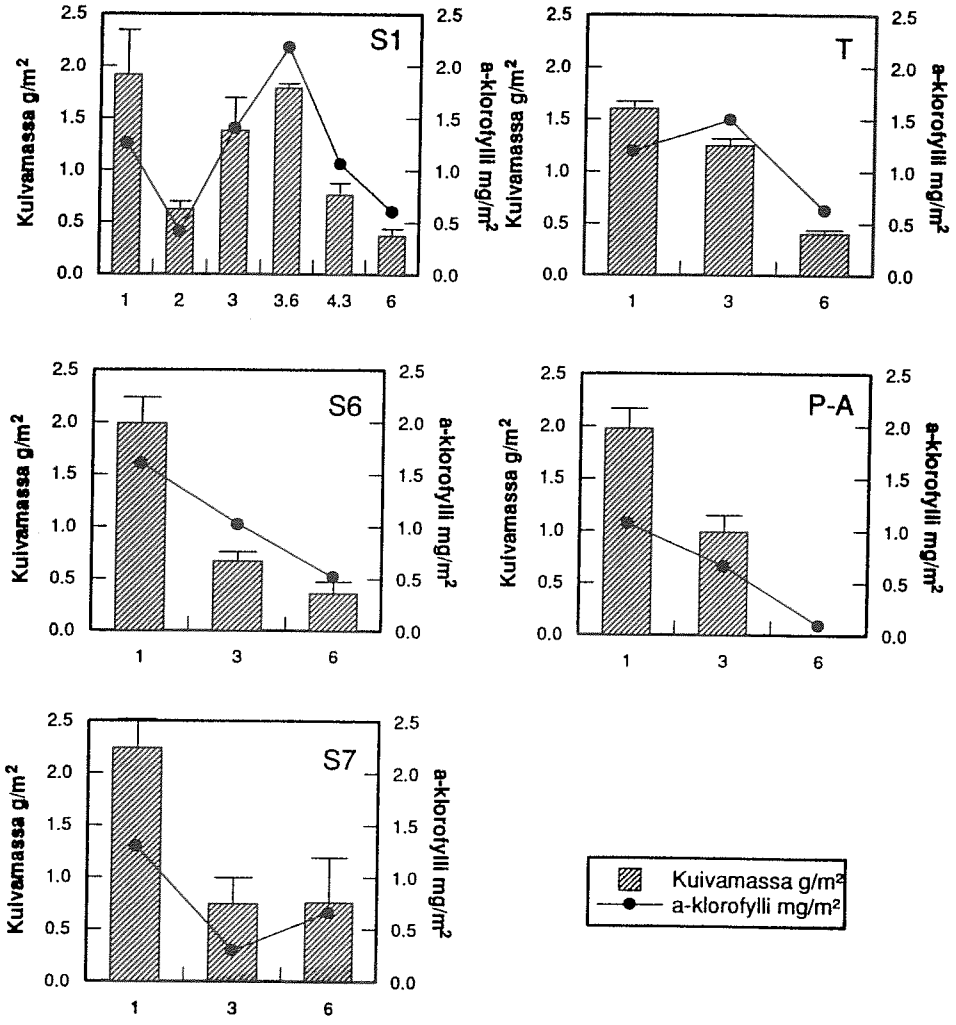
	I Avoimuus fetch (km)	II Sedimentin vesipit. %	III Sedim. raja m	IV Muoto asteina	V Kaltevuus %	VI Kartio 3 cm
I	I	-0,5676**	0,3968*	0,7441**	0,3994*	-0,4402*
II		I	-0,3892*	-0,6724**	-0,4313*	0,7509**
III		I	0,5342**	0,2602	-0,2565	
IV			I	0,3948*	-0,3275	
V			I	-0,3083		
VI				I		

Valon vaimeneminen veden alla aiheuttaa rannan eliöyhteisöissä voimakasta vyöhykkeellisyyttä (esim. Rørslett 1989). Inarijärven veden kirkkaus mahdollistaa valaistun tuottavan vyöhykkeen ulottumisen erittäin syvälle. Tuottavan vyöhykkeen laskennalliseksi alarajaksi saatiin veden väriarvolla 15 Pt mg/l 3,89 m. Valon vaimenemismittausten avulla voitiin varmistaa laskennan sopivuus; mitatut ar-

vot olivat samaa suuruusluokkaa kun kaavojen avulla lasketut (suluissa). Tuottava vyöhyke ulottui Suovanuoran alueella 3,97 (5) metrin, Moossinaselällä 3,52 (3,5) metrin ja Joensuunselällä 3,2 (3) metrin syvyyteen.

8.2.2 Rantavyöhykkeen pohjalevästö

Kirkasvetisessä Inarijärvessä pohjalevästön merkitys osana perustuotantoa on ilmeisen suuri. Tuotannon jakaumaa erityyppisillä rannoilla mitattiin pohjalle (1, 3 ja 6 metriä) asennettujen levyjen avulla. Pohjalevästön biomassa vaihteli erityyppisillä rannoilla suhteellisen vähän; sen sijaan vaihtelu eri syvyysvyöhykkeiden välillä oli erittäin selvää. Kuuden metrin syvyydessä biomassa oli alle 0,5 g/m^2 (kuva 48). Matalimmassa pisteessä biomassa oli noin 2 g/m^2, tyrskyrannalla 1,6 g/m^2. Toisaalta tyrskyrannalla biomassa oli vielä kolmen metrin syvyydessä melko korkea (1,2 g/m^2). Suojainen havaintopiste, S1, poikkesi muista linjoista siinä, että biomassa oli vielä miltei 2 g/m^2 3,6 metrin syvyydessä. Myös Hansson (1992) on todennut vastaavan suuruisia arvoja pohjoisruotsalaisissa järvissä. Toisaalta esimerkiksi Marja-aho (1982) on mitannut huomattavasti alhaisempia biomassoja (0,5 - 1,1 g/m^2) Keski-Suomessa sijaitsevasta Konnevedestä.

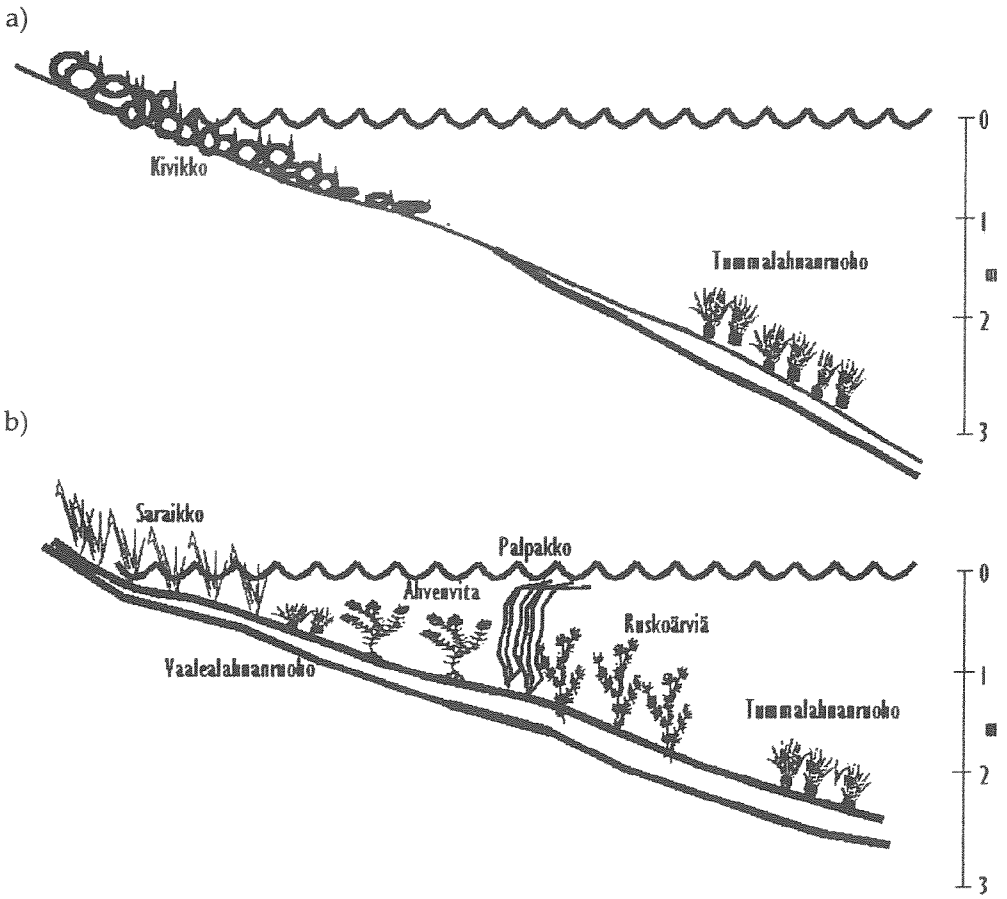


Kuva 48. *Pohjalevästön biomassa (g/m^2)ja a-klorofylli pitoisuus (mg/m^2) eri syvyysvyöhykkeillä (1 - 6 m). (S1) = suojainen Varttasaaren Suovanuoran lahti, (S6) = suojainen Kärppäsaaren Liinaspeska, (S7) = Suovasaaren Pitkälahti (S7), T = Kärppäsaaren itäranta ja (P-A) = puoliavoin Varttasaaren itäranta.*

Tutkimusaineiston perusteella on vaikea sanoa, onko tuotantoa rajoittava tekijä syvyys vai pohjan laatu. Valon määrän väheneminen on epäilemättä tärkein tuotantoa rajoittava tekijä, mutta toisaalta myös pohjan laatu näyttää vaikuttavan pohjalevästön määrään; biomassa on sitä suurempi mitä avoimemmasta ja kovapohjaisemmasta rannasta on kysymys. Koska kyseessä on keinotekoiselta alustalta mitattu tuotanto, ei se välttämättä kuvaa suoraan pohjassa kasvavan levän määrää. Silmämääräisesti kivien pinnalla oleva biomassa oli avoimilla rannoilla korkeampi kuin suojaisilla rannoilla, joka voi ilmaista ainakin osittain sopivien kasvualustojen määrää.

8.2.3 Rantavyöhykkeen kasvillisuus

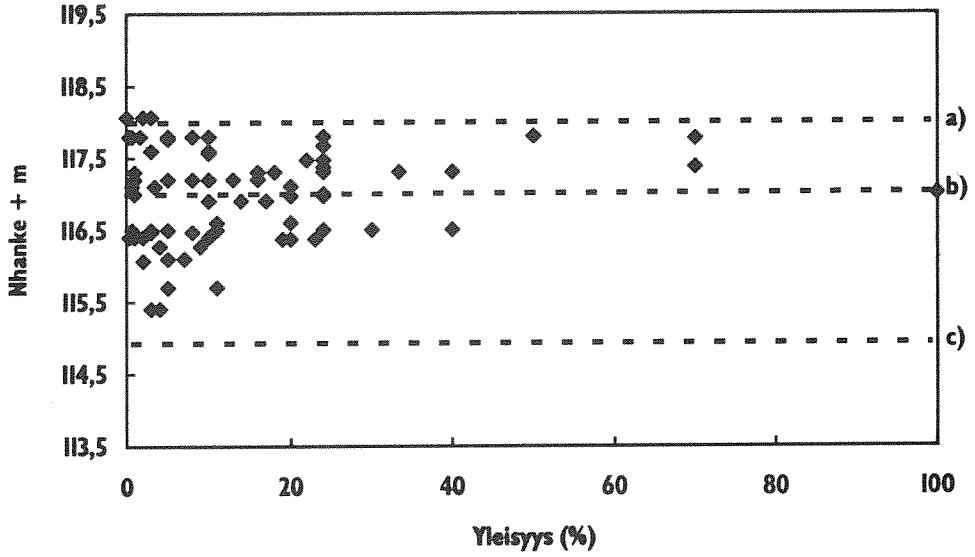
Inarijärven kivikkorannat eivät ole erityisen soveliaita makrofyyttiselle vesi- ja rantakasvillisuudelle. Toisaalta suojaisten lahtien runsaslukuisuus ja veden kirkkaus laajentavat mahdollisten kasvupaikkojen määrää. Inarijärven kasvillisuutta on kuvattu aikaisemmin Mariston (1941) ja Rintasen (1976a, b) tutkimuksissa, jotka yhdessä tämän tutkimuksen kenttätöiden kanssa osoittavat lajiston olevan pääosin karulle järvelle tyypillistä pohjalehtisistä ja saroista koostuvaa. Suojaisten turverantojen ylemmällä rantavyöhykkeellä sarakasvillisuus on paikoin runsastakin. Varsinainen ilmaversoinen kasvillisuus kuten kortteet, ruo'ot ja luikat olivat hyvin vähälukuisia ja rajoittuivat pääasiassa Ivalojoen suiston lähelle. Uposlehtisiä vitoja, ruskoärviää ja järvisätkintä tavattiin etupäässä suojaisilla pehmeäpohjaisilla alueilla. Kuvassa 49 on esitetty kasvillisuuden vyöhykkeisyys tyypillisellä avoimella moreenirannalla ja suojaisella pehmeäpohjaisella turverannalla.



Kuva 49. Inarijärvelle tyypillinen kasvillisuuden vyöhykkeisyys a) avoimella moreenirannalla ja b) suojaisella turverannalla.

Rantasaraikon esiintymisaluetta rajaa erityisesti veden syvyys, koska sarat eivät ilmaversoisina kasveina siedä pitkäaikaista tulvaa. Linjahavaintojen perusteella saraikon ylälaita on asettunut keskimäärin vedenkorkeuden pysyvyystasolle 33 % alareunan ollessa tasolla 63 %. Vyöhyke on eulitoraalia, jolla tapahtuu suurin osa vedenkorkeuden vaihtelusta avovesikauden aikana. Vedenkorkeuden vaihtelun suhteen soveliasta kasvualuetta on noin 500 hehtaaria, mutta toisaalta avoimilla rannoilla sarakasvillisuus yleensä puuttuu kokonaan tai on siirtynyt hieman ylemmäksi eroosion ulottumattomiin. Säännöstelyn vaikutus näkyy myös erosioituneena kasvittomana alueena törmän tyven ja saraikon ylärajan välillä. Ylimmän rantavyöhykkeen kasvillisuuteen vaikuttaa siis erityisesti vedenkorkeuden vaihtelu, joka aikaansaa kasvillisuuden asettumisen vyöhykkeisiin.

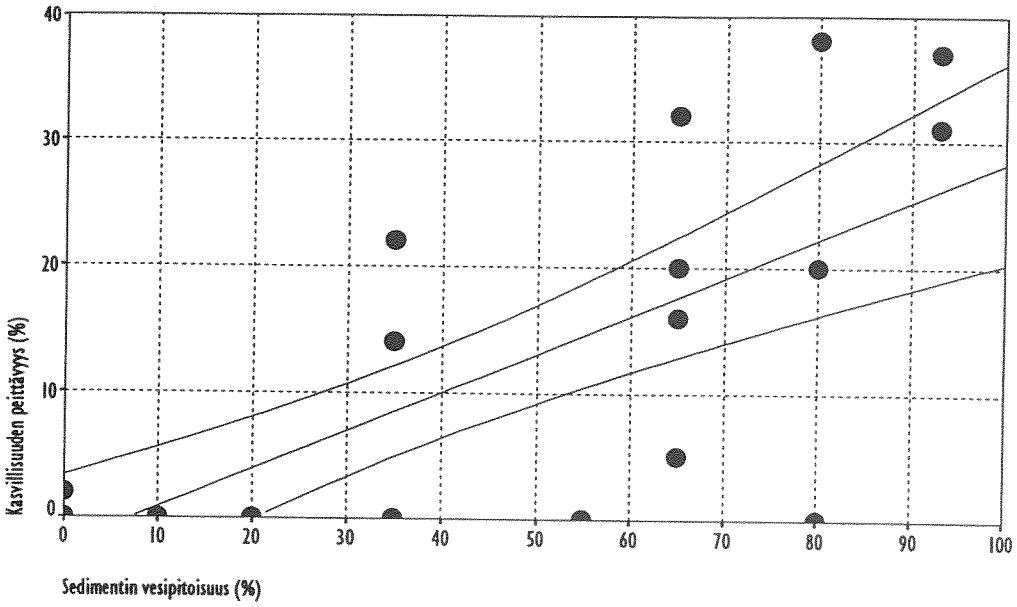
Myös jään vaikutus kasvillisuuteen on selvästi havaittavissa erityisesti jäätymiselle herkkien lajien esiintymisrajoja tarkasteltaessa. Laskennallisen jäätyvän vyöhykkeen alarajan ja tummalahnanruohon ylärajan välillä on selvä riippuvuus (kuva 50). Tummalahnanruohoa onkin monissa tutkimuksissa käytetty jäätymisen ylärajan ilmentäjänä (esim. Rørslett 1989). Rantavyöhykkeen jyrkkyydestä johtuen jään kasvillisuutta rajoittava vaikutus on kuitenkin sangen vähäinen.



Kuva 50. ***Tummalahnanruohon esiintymisalue Inarijärvessä kesien 1993 - 1994 havaintojen mukaan. a) jäätyvän pohja-alueen alaraja, b) jään painuma*** *vyöhykkeen alaraja ja c) punaisen valon vaimenemisraja.*

Pohjanlaadun vaikutus varsinaisen vesikasvillisuuden esiintymiseen on merkittävä; esimerkiksi Duarte ja Kallf (1986) totesivat kasvillisuuden biomassan kasvavan pohjanlaadun pehmetessä miltei lineaarisesti. Palkissaaren koealueella havaittiin sedimentin vesipitoisuuden selittävän jopa 60 % kasvillisuuden runsaudesta kahden metrin syvyydellä (kuva 51). Syvemmällä pohjanlaatu muuttuu kuitenkin nopeasti liian pehmeäksi, jolloin myös kasvillisuuden määrä vähenee.

Inarijärven ruskeavetisemmillä alueilla varsinkin pohjalehtiskasvillisuus osoittautui erityisesti valorajoitteiseksi; tummalahnanruohon muodostama alaraja (2,98 m) asettuu varsinkin Joensuunselällä (väri 33 Pt mg /l) miltei täsmälleen samalle tasolle kuin punaisen valon vaimenemisen alaraja (2,85 m). Myös keskimääräinen esiintymisen alaraja noudattaa melko tarkoin punaisen valon vaimenemisen alarajaa (kuva 50).



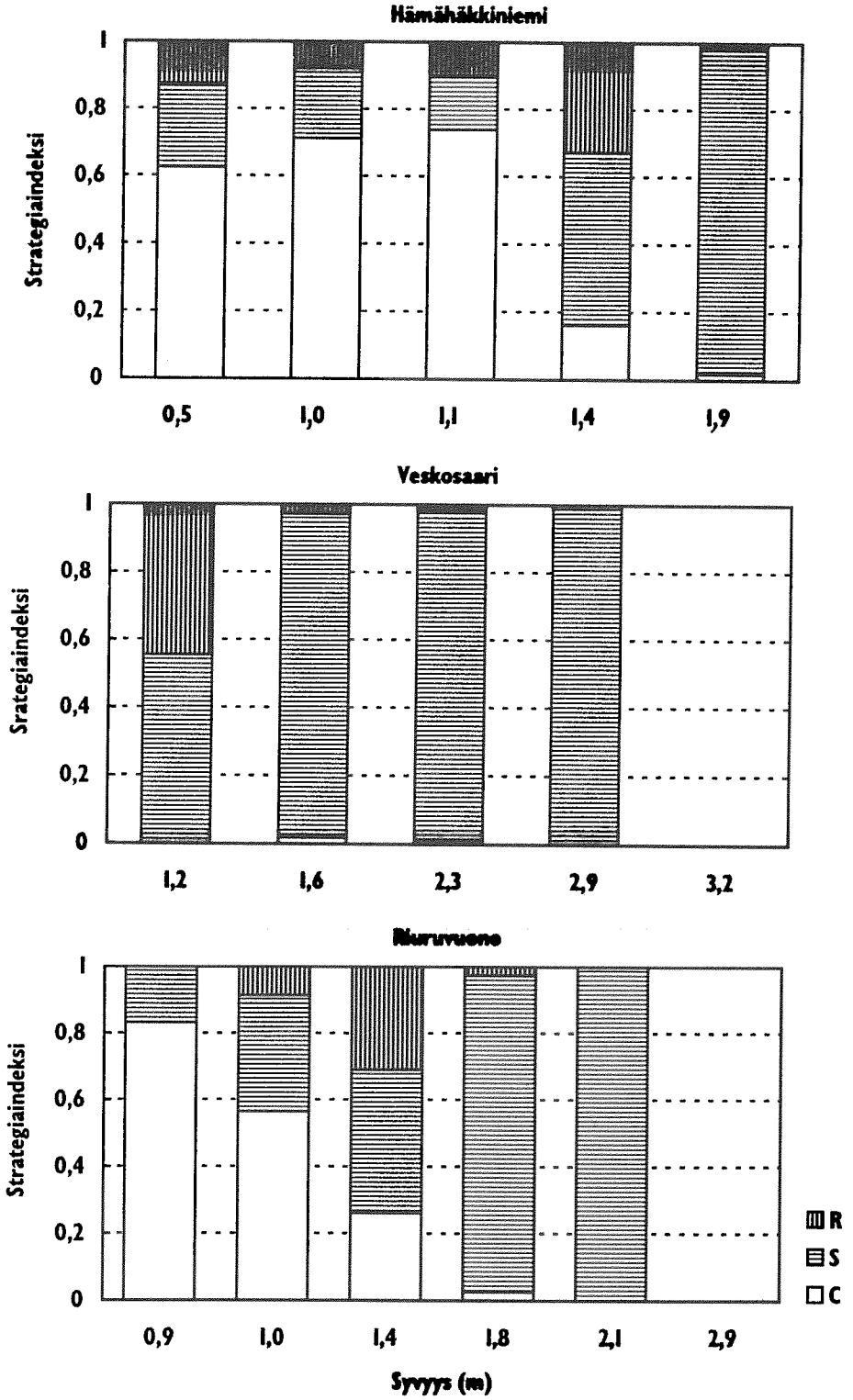
Kuva 51. *Kasvillisuuden peittävyyden (%) riippuvuus sedimentin vesipitoisuudesta (%) (lineaarinen regressio) 95 % luottamusvälillä Palkissaaren koealueella ($r^2 = 0,56$).*

Kasvillisuuden strategia-analyysi antaa hyvän kuvan rantavyöhykkeen kasvillisuuden kehitysasteesta. Karuilla avoimilla rannoilla ei kasvillisuutta ole yleensä ollenkaan, koska aallokkoeroosion aiheuttama häiriötekijä on liian suuri. Suojaisilla rannoilla strategia-analyysi ilmaisee yleensä selkeästi sukkession vaiheen. Järven eteläosan suojaisella rannalla (Hämähäkkiniemi) vallitsee ylimmällä rantavyöhykkeellä selvä kilpailutilanne (C-strategia); häiriön (R) määrä on hyvin pieni ja ilmaversoisvaltainen kasvillisuus on sopeutunut vedenkorkeuden vaihteluun (kuva 52a). Vasta puolentoista metrin syvyydessä olevassa pisteessä voidaan havaita jään ja aallokon aiheuttaman eroosion lisänneen häiriötekijän osuutta. Syvemmällä on tilanne taas vakiintunut ja muuttunut valorajoitteiseksi, jolloin stressitekijän (S) osuus lisääntyy voimakkaasti.

Veskosaaren suhteellisen avoimella hiekkarannalla häiriötekijän osuus on rannalla melko suuri, mutta muuttuu nopeasti syvemmälle mentäessä stressitekijän vallitsemaksi (kuva 52b). Kilpailutekijän osuus on olemattoman pieni, mikä kuvaa varsin vakaita stressivaltaisia olosuhteita. Inarijärven koillisosan suojaisessa Riuruvuonossa on taas havaittavissa varsin voimakas kasvillisuuden sukkessio kilpailutekijän osuuden ollessa erittäin merkittävä (kuva 52c). Syvemmällä tilanne muistuttaa voimakkaasti Hämähäkkiniemeä eli stressirajoitteinen kasvillisuus valtaa nopeasti alaa häiriötä indikoivalta kasvillisuudelta. Kaikkein avoimimmat rannat ovat sen sijaan ylimmältä vyöhykkeeltään täysin kasvittomia, mikä ilmentää erittäin voimakkaan häiriötekijän vallitsevuutta (vrt. Alasaarela ym. 1993).

Erityisesti Inarijärven rantavyöhykkeen ylimmällä osalla näyttää vallitsevan edelleen melko epävakaa tilanne, mutta syvemmällä tilanne on melko vakaa. Nykyinen vedenkorkeuden vaihtelu ei näytä vaikuttavan juurikaan vedenalaisen kasvillisuuden esiintymiseen. Suojaisilla rannoilla sukkessio ei ole juuri luonnontilaisesta järvestä poikkeava ylimmälläkään rantavyöhykkeellä. Kuhmon Lentua-järvessä mitattiin suojaisilla turverannoilla seuraavat strategia-indeksin arvot (Alasaarela ym. 1993): C = 0,28, S = 0,58, R = 0,14. Vastaavat arvot olivat Riuruvuonossa 0,34, 0,58, 0,08 ja säännöstellyssä Ontojärvessä 0,30, 0,29, 0,51. Kilpailutekijän (C) osuus oli

Inarijärvellä vain hieman suurempi kuin Lentualla, jossa taas häiriötekijän (R) osuus oli jopa hieman suurempi. Ontojärvellä voimakkaan eroosion vallitessa häiriötekijän osuus on taas huomattavasti suurempi ja stressitekijän taas paljon pienempi kuin muissa järvissä. Erot järvien välillä olivat kuitenkin niin pieniä, ettei niiden perusteella voida väittää Inarijärven ylimmänkään vyöhykkeen sukkession poikkeavan luonnontilaisesta. Toisaalta Inarijärvi on strategiaindeksien suhteen jonkinlainen välimuoto voimakkaasti säännöstellyn Ontojärven ja luonnontilaisen Lentuan välillä.

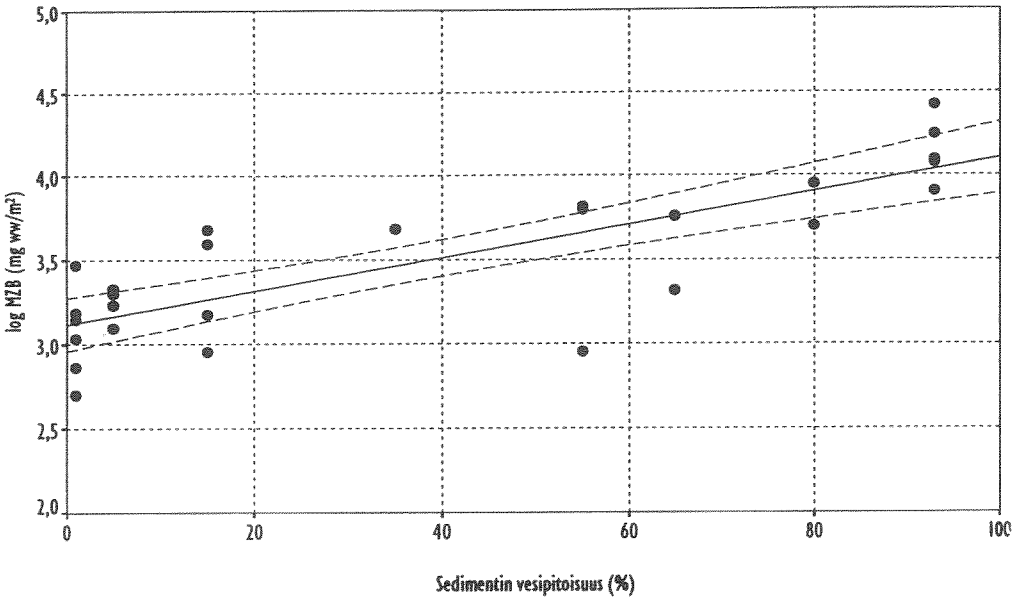


Kuva 52. ***Kasvillisuuden strategiaindeksin arvoja Hämähäkkiniemessä (suojainen turveranta), Veskosaaressa (puoliavoin hiekkaranta) ja Riuruvuonon pohjukassa*** *(suojainen turveranta). R = häiriötekijä, S = stressitekijä, C = kilpailutekijä.*

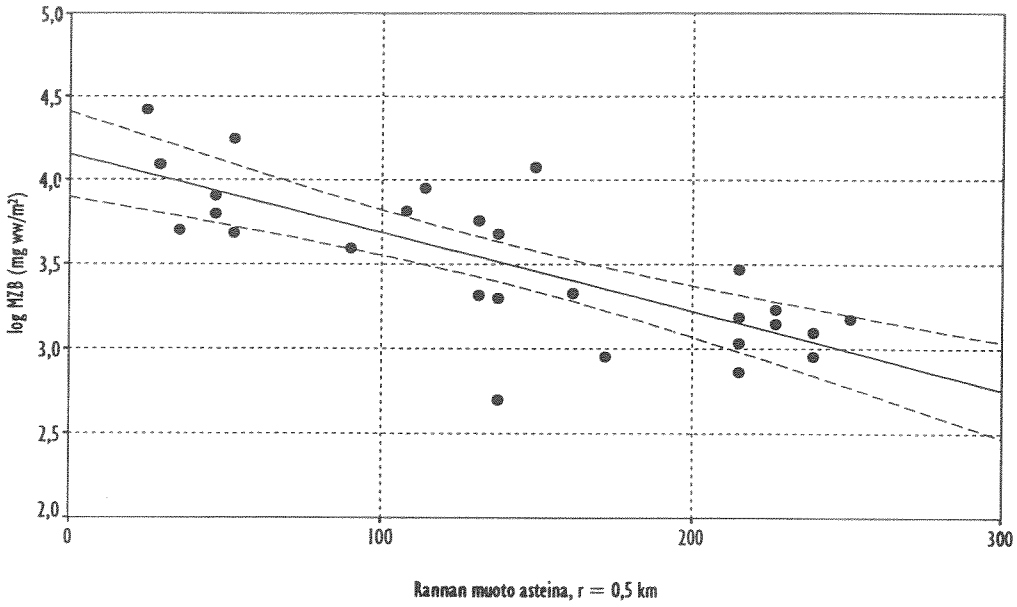
8.2.4 Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö

Pohjaeläimistön biomassan ja siihen vaikuttavien ympäristötekijöiden välistä riippuvuutta arvioitiin Palkissaaren koealueella. Erityisesti pohjasedimentin vesipitoisuus (r^2 = 0,65) ja rannan avoimuus muotona mitattuna (r^2 = 0,59) näyttivät selittävän suuren osan biomassan vaihtelusta (kuva 53). Pohjaeläinbiomassa oli pieni kovilla, kivikkoisilla pohjilla ja suuri pehmeillä pohja-alueilla. Pohjaeläinbiomassa pieneni myös merkittävästi avoimuuden kasvaessa.

a)



b)



Kuva 53. *Palkissaaren koealueen pohjaeläinbiomassan (log MZB mg ww/m²) riippuvuus a) sedimentin vesipitoisuudesta (%) ja b) rannan muodosta 0,5 km säteellä mitattuna (astetta). 95 % luottamusväli rajattu katkoviivoilla.*

Rannan muodon perusteella voitiin pohjaeläimistön biomassa arvioida seuraavasti yhtälön 6 avulla:

$$100 * \log MZB = 415{,}44 - 0{,}47\ AV \qquad (6)$$

missä: MZB = pohjaeläinbiomassa (mg ww/m^2)
AV = rannan muoto asteina, kun mittauskulman kyljen pituus on 0,5 km.

Rannan muodon ja sedimentin vesipitoisuuden varaan muodostettiin askeltavan regressioanalyysin avulla seuraava yhtälö:

$$100 * \log MZB = 358{,}23 - 0{,}24\ AV + 0{,}65\ VE \qquad (7)$$

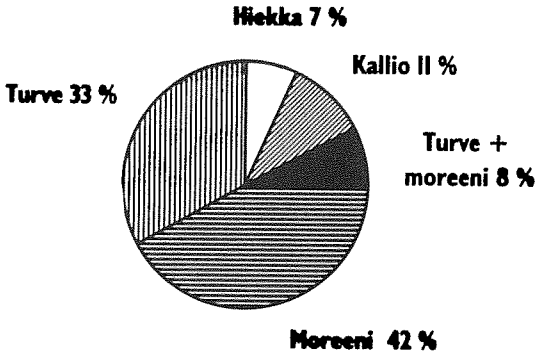
missä: VE = sedimentin vesipitoisuus (%),

selitti pohjaeläinbiomassan suuruudesta peräti 73 %. Sedimentin vesipitoisuus on kuitenkin vaikea arvioida laskennallisesti, koska avoimuuden lisäksi myös jyrkkyys vaikuttaa sedimentin vesipitoisuuteen (Håkanson ja Jansson, 1983). Suojaisilla, jyrkillä rannoilla pohjaeläimistön biomassa on siten pienempi kuin loivilla rannoilla. Avoimuuden käyttö muotona onkin selvästi käyttökelpoisin tapa arvioitaessa pohjaeläimistön biomassaa tietyllä rajatulla ranta-alueella.

Käytettäessä vedenkorkeuden vaihteluun ja näkösyvyyteen perustuvaa laskentamallia (Palomäki, 1994) saadaan nykytilanteessa pohjaeläimistön keskimääräiseksi kuivapainona mitatuksi biomassaksi 312 mg/m^2, kun se luonnonmukaisena olisi 440 mg/m^2. Molemmat arvot ovat samaa suuruusluokkaa kuin Palkissaaren alueella mitatut arvot.

8.3 Rantahabitaattien jakauma

Makrohabitaattitason tarkasteluissa Inarijärvi jaettiin neljään eri osa-alueeseen (1. kaakkoisosa, 2. Ukonselkä, 3. luoteisosa, 4. keski- ja pohjoisosa) pääosin vedenlaadun perusteella (ks. Puro 1995). Rantavyöhykkeen jaottelu mesohabitaattitasolla maaperätyyppeihin on esitetty kuvassa 54. Inarijärvelle luonteenomaiset jyrkät moreeni- ja kalliorannat muodostivat hieman yli puolet rantatyypeistä. Säännöstelyjärvelle tyypillisiä epävakaita hiekkarantoja oli vain 7 % ja ne rajoittuvat pääasiassa vähälukuisten harjujaksojen alueelle. Turverantoja oli vastoin ennakkoodotuksia yli kolmasosa luokitelluista rannoista, kun esimerkiksi Kuhmon Lentualla ja Ontojärvellä niiden osuus on kymmenkunta prosenttia (Hellsten ym. 1989). Turverannat olivat pääasiassa sekundäärisiä saraikon kasvun seurauksena syntyneitä rantoja. Osalla rannoista oli saraikon leviäminen vasta alkanut, jolloin ne luokiteltiin turve-moreeni rannoiksi.



Kuva 54. Inarijärven ranta-vyöhykkeen maaperätyyppien jakauma (mesohabitaatit).

Mesohabitaattitason luokittelu vahvistaa myös strategia-analyysin antamaa kuvaa ylimmällä rantavyöhykkeellä vallitsevasta sukkessiosta erityisesti suojaisilla ja puoli-avoimilla rannoilla. Erityisesti turve-moreenirantojen esiintyminen kuvaa ylimmän vyöhykkeen epätasapainoa, joka on alunperin aiheutunut vedenkorkeuden noususta.

Habitaattiluokittelua jatkettiin rannan avoimuutta laskevan tietokonemallin avulla, koska avoimuuden rannan muotona mitattuna havaittiin olevan erityisen merkittävä pohjaeläinbiomassaan vaikuttava tekijä. Rantavyöhykkeen muoto (AV, astetta) laskettiin mallin antamista avoimuuksista (F, km) seuraavasti:

$$AV = 77{,}480 + 4{,}466\ (10 \times F) \qquad (8)$$

Pohjaeläinbiomassa-arvot (MZB) eri mesohabitaattityypeille (avoimet, puoli-avoimet, suojaiset) laskettiin kaavan 6 avulla ja eri osa-alueiden ylimmän rantavyöhykkeen pohjaeläimistön kokonaisbiomassa kaavan 9 avulla seuraavasti;

$$MZB_n = \Sigma_{s=1}^{3} PA_{ns} * MZB_s \qquad (9)$$

missä:
- n = osa-alueet 1 - 4
- PA_n = osa-alueen n ylimmän rantavyöhykkeen (0-3 m:n syvyysvyöhyke) pinta-ala
- s = rannan avoimuusluokka 1, 2, 3
- MZB_s = MZB rannan avoimuusluokassa s.

Suojaisten rantojen (ulapalle avautuvan kulman suuruus <100°) ja avointen rantojen (>180°) suhteelliset määrät eri osa-alueiden sisällä erosivat toisistaan siten, että järven eteläosassa ja keski-pohjoisosassa (osa-alueet 1 ja 4) suojaisten habitaattien suhteellinen osuus oli suurempi kuin järven länsi- ja luoteisosassa (osa-alueet 2 ja 3, taulukko 15). Toisaalta avointen rantojen osuudet olivat näillä osa-alueilla myös suuremmat kuin järven läntisillä ja luoteisilla osa-alueilla. Järven eteläosa on verrattain saarinen ja sokkeloinen muihin osa-alueisiin verrattuna. Yhtenäiset selkävesialueet puuttuvat etelästä. Saarisuus ja vähäinen selkävesien määrä lisäävät rantaviivan pituutta. Suojaisten rantojen suuri osuus lisää laskennallista pohjaeläinbiomassaa, joten näiden osa-alueiden merkitys myös kalojen syönnösalueena on ilmeisen suuri.

Tutkimuksessa pystyttiin arvioimaan pohjaeläimistön kokonaisbiomassa verrattain luotettavasti rantojen avoimuuden perusteella. Koko biomassa ei välttämättä ole kuitenkaan kalojen ravinnoksi sopivaa, mutta tuloksia voidaan pitää suuntaa-antavina verrattaessa järven eri osa-alueita toisiinsa.

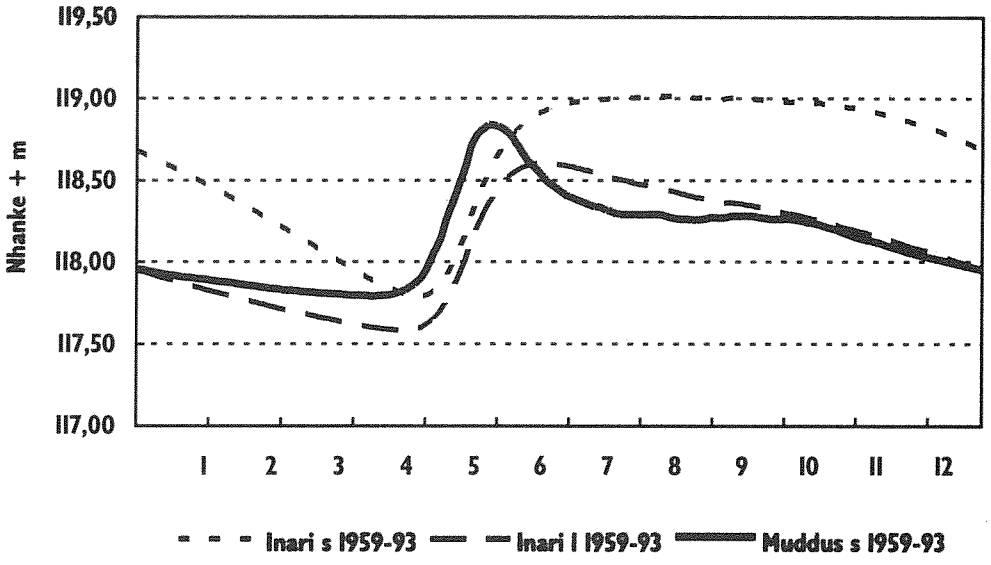
Taulukko 15. Inarijärven eri osa-alueiden pinta-ala, rantaviivan pituus, suojaisten (AV<100°), puoliavointen (100 - 180°) ja avointen (>180°) rantatyyppien suhteelliset osuudet rantaviivasta kunkin osa-alueen sisällä sekä pohjaeläinbiomassa eri osa-alueiden ylimmällä rantavyöhykkeellä (0 - 3 m syvyysvyöhykkeellä, tn ww, tuorepaino).

Osa-alueet	kaakkois-osa	Ukonselkä	luoteis-osa	keski- ja pohjoisosa
Vesialueen pinta-ala km²	285	124	184	448
Rantaviivan absoluuttinen pituus, km	1 221	480	413	1 157
suojaiset rannat %	36	21	17	28
puoliavoimet rannat %	44	70	69	46
avoimet rannat %	20	9	14	26
Pohjaeläinbiomassa, tn ww	518	159	137	503

8.4 Säännöstellyn Inarijärven ja luonnontilaisen Muddusjärven vertailu

8.4.1 Yleistietoja Muddusjärvestä

Inarijärven länsipuolella noin 27 m sitä korkeammalla sijaitsee Muddusjärvi (48,7 km^2), joka laskee Juutuanjoen kautta Inarijärveen (Vesihallitus 1980). Muddusjärvi koostuu kahdesta eri altaasta, joita erottavan salmen lähellä on Lapin vesistöjen toiseksi syvin piste (74 m). Muddusjärveä on perinteisesti käytetty vertailuvesistönä (Nenonen 1972, Honkasalo ja Hiisivuori 1977) arvioitaessa säännöstelyn vaikutuksia Inarijärvessä. Muddusjärven sijainti ja korkeustaso ovat lähellä Inarijärveä. Rantatyyppien jakauma ja järven syvyyssuhteet muistuttavat myös Inarijärveä paremmin kuin esimerkiksi karu Nitsijärvi, jota on myös käytetty vertailuvesistönä. Myös keskimääräinen vedenkorkeuden vaihtelu muistuttaa Inarijärven luonnonmukaista vedenkorkeuden vaihtelua vaikka tulva onkin paljon huipukkaampi (kuva 55).



Kuva 55. *Muddusjärven vedenkorkeuden keskimääräinen vaihtelu verrattuna Inarijärven vedenkorkeuden vaihteluun vastaavina vuosina (1959 - 1993) luonnontilassa ja säännösteltynä . Muddusjärven vedenkorkeudet on suhteutettu Inarijärven tasoon vähentämällä 29,75 m.*

8.4.2 Muddusjärven rantavyöhykkeen rakenteesta

Muddusjärven voimakkaat kevättulvat ovat aikaansaaneet erityisesti järven länsirannan lajittuneesta aineksesta koostuneilla rannoilla laajoja rantasortumia. Toisaalta myös kesällä 1992 vedenpinta oli tasolla LN + 148,85 m, joka aiheutti voimakasta eroosioita länsirannan alueella, jossa törmän tyvi on tasolla LN + 148,82 - 149,13 m. Maastomittausten perusteella Muddusjärvellä samoin kuin Inarijärvellä ylimmän rantavyöhykkeen saraikko esiintyy pääasiassa eulitoraalin alueella.

Elokuussa 1994 tehdyt vedenalaisen kasvillisuuden videokuvaukset osoittivat myös varsinaisen vesikasvillisuuden olevan suurelta osin samanlaista kuin Inarijärvellä. Kivikkoiset rannat olivat miltei kasvittomia, mutta hiekkapohjaisilla alu-

eilla pohja oli tiheän pohjalehtiskasvillisuuden peitossa. Kasvillisuuden alaraja oli havaintojen mukaan tasolla LN + 145,27 m. Avoimilla voimakkaasti erosioituvilla hiekkarannoilla kasvillisuus alkoi tasolta LN + 147,00 m, joka on miltei sama suhteellinen syvyys (1,1 m) kuin Inarijärven suojaisilla rannoilla. Sensijaan esimerkiksi Inarijärven Ämmänhiekan alueella ranta on kasvipeitteetön syvyyteen 1,7 m asti, joka kertoo eroosion olevan Inarijärvellä ainakin paikoin voimakkaampi kuin Muddusjärvellä.

Honkasalo ja Hiisivuori (1977) havaitsivat Muddusjärven rantavyöhykkeelle tyypillisen pohjalehtiskasvillisuuden puuttuvan Inarijärvestä. Toisaalta he toteavat, että Muddusjärven kahta vertailulinjaa muistuttaa rakenteellisesti ainoastaan yksi Partakon linja, joka sijaitsee erittäin avoimella paikalla. Partakon linjan kasvittomuus johtui pääasiassa aallokkoeroosiosta eikä niinkään vedenkorkeuden vaihtelusta, vaikka sekin lisää myös omalta osaltaan aineksen kulkeutumista.

8.4.3 Muddusjärven pohjaeläimistöstä

Nenonen (1972) sekä Honkasalo ja Hiisvuori (1977) käyttivät Inarijärven säännöstelytutkimuksissaan vertailujärvenä Muddusjärveä. Muddusjärven pohjaeläinlajisto muistuttaakin suuresti Inarijärven lajistoa. Molemmissa tutkimuksissa päädyttiin samansuuntaiseen loppupäätelmään; ranta-alueen pohjaeläimistö on kärsinyt vedenkorkeuden säännöstelystä.

Nenosen (1972) aineisto Inarijärveltä koostui viideltä linjalta ja Muddusjärveltä kolmelta linjalta otetuista näytteistä. Honkasalon ja Hiisivuoren (1977) näytteet oli otettu Inarijärven viideltä linjalta ja Muddusjärven kahdelta linjalta. Vertailemalla näiden kahden järven tuloksia keskenään havaitaan, että vaihteluvälit sekä kokonaisyksilömäärissä että -biomassoissa eri linjojen kesken ovat suuria ja toisaalta erot keskiarvoissa järvien välillä ovat verrattain pienet. Esimerkiksi Nenosen (1972) pohjaeläimistön kokonaisbiomassaa esittävässä kuvassa ero Inarijärven säännöstelyvyöhykkeen pohjaeläinbiomassan ja Muddusjärven samalla syvyysvyöhykkeellä havaitun pohjaeläinbiomassan välillä on 0,6 g/m^2 (tuorepaino). Muddusjärven arvo on 3,7 ja Inarijärven arvo 3,1 g/m^2. Inarijärvi-tutkimuksen kesällä 1993 kerätyn aineiston perusteella Inarijärven Palkissaaren alueella suojaisten habitaattien pohjaeläinbiomassa oli kahden metrin syvyydellä keskimäärin 10,5 g/m^2 (tuorepaino) ja vaihtelu suojaisten eri habitaattien kesken verrattain suurta, 3,9 - 26,1 g/ m^2.

Kesän 1993 tulosten perusteella sekä rannan avoimuus että pohjan laatu vaikuttavat suuresti pohjaeläinmassaan Inarijärvellä. Soveltamalla Inarijärvellä laadittua laskentamallia (yhtälö 7) Honkasalo ja Hiisivuori (1977) aineistoon Muddusjärveltä (linjat J ja K), saadaan seuraavat tulokset:

Linja J (Muddusjärvi, koetilaa vastapäätä, puoliavoin hiekkaranta):
Muddusjärveltä mitattu keskiarvo 1 - 3 m 2,75 g ww/m^2,
Inarijärvelle mallilla laskettu arvo 2,3 g ww/m^2
Linja K (Muddusjärvi, Ailinniemi, suojainen pehmeäpohjainen ranta):
mitattu keskiarvo 1 - 3 m 2,43 g ww/m^2,
Inarijärvelle mallilla laskettu arvo 5,1 g ww/m^2

Inarijärven tulosten perusteella lasketut arvot ovat siis osin jopa suurempia kuin Muddusjärveltä mitatut arvot. Tästä voidaan päätellä, että elinympäristö vaikuttaa pohjaeläimistön kokonaisbiomassaan huomattavasti voimakkaammin kuin säännöstely, vaikka lajistomuutokset ovatkin ilmeisiä. Tosin Inarijärven säännöstely on jo melko vanha, joten pohjaeläimistön elpyminenkin on ilmeistä.

8.4.4 Muddusjärven soveltuvuus vertailujärveksi

Muddusjärvi näyttää soveltuvan sijaintinsa, veden laadun ja vedenkorkeuden vaihtelun suhteen hyvin Inarijärven vertailujärveksi. Tosin vertailuissa on otettava aina huomioon kullekin rannalle ominaiset ekologiset olosuhteet kuten edellisissä kappaleissa on todettu. Nenosen (1972) tutkimuksissa kaikki vertailulinjat oli sijoitettu Muddusjärven rehevälle eteläiselle osalle, joka on erittäin matala ja hiekkapohjainen alue. Näitä alueita ei voida verrata muihin kuin Ivalojoen suistoalueisiin. Nenonen (1972) toteaakin sedimentaatiosyvyyden olevan miltei puolet matalemmalla Muddusjärvessä, mikä suoraan ilmentää rantavyöhykkeen suojaisuutta. Myös Honkasalo ja Hiisivuori (1977) keskittivät näytteenoton kahdelle hiekkapohjaiselle alueelle, joista toinen tosin sijaitsi pohjoisessa osa-altaassa.

Pohjan laadun suhteen järvet eivät siis ole vertailukelpoisia, mutta ekologialtaan samankaltaiset erosioituvat hiekkarannat ja jyrkät kivikkorannat soveltuvat erinomaisesti järvien väliseen vertailuun. Myös rantavyöhykkeen kasvillisuuden ja pohjaeläimistön perusteella järvet sopivat vertailtaviksi.

Muddusjärveä voidaan käyttää erityisen hyvin vertailukohteena arvioitaessa vedenkorkeuden vaihtelun vaikutuksia ylimmän rantavyöhykkeen kasvillisuuteen. Vertailukohdetta valittaessa on kuitenkin otettava huomioon rantavyöhykkeen avoimuus. Myös rantavyöhykkeen maaperän laatu ja osin siitä johtuva jyrkkyys ovat muuttujia, joiden samana pitäminen on olennaisen tärkeää vertailulinjoja valittaessa. Näin vertailtaessa järvien välisellä kokoerolla ei ole vertailukelpoisuutta vähentävää merkitystä. Järvien rantavyöhykkeen toiminnallisen ja rakenteellisen vertailukelpoisuuden varmistaminen vaatisi kuitenkin huomattavasti enemmän havaintoja kuin tämän tutkimuksen yhteydessä oli mahdollista hankkia.

Vertailujärviin perustuva lähestymistapa sopii myös hyvin kertaluonteisen muutoksen (esim. vedenkorkeuden noston) vaikutusten arviointiin. Inarijärvellä vedenkorkeuden noston vaikutukset ovat kuitenkin jo oleellisesti vakiintuneet, joten vertailuun ei ole juurikaan mahdollisuuksia. Lisäksi Muddusjärven poikkeuksellisen herkästi erosioituvat ranta-alueet vaikeuttavat vertailtavuutta järvien välillä.

9 Kalatalouden kehittäminen

Erno Salonen[1], Markku Ahonen[1], Mika Marttunen[2], Risto Palomäki[3], Hannu Tervo[4], Teppo Vehanen[5]

[1] Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Inarin kalantutkimus ja vesiviljely
[2] Suomen ympäristökeskus
[3] Keski-Suomen ympäristökeskus
[4] Thule-instituutti (ent. Pohjois-Suomen tutkimuslaitos)
[5] Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kainuun kalantutkimus ja vesiviljely

9.1. Tutkimukset

Inarin kalakantojen hoitovelvoitteet ovat Suomen sisävesialueille määrätyistä suurimmat ja siten istutustoiminnan tuloksellisuudella on suuri taloudellinen merkitys. Inarijärvi-tutkimuksen keskeisen osan muodostikin Inarin kalatalousjärjestelmän tutkimus. Tämän laajan tutkimuskokonaisuuden tavoitteena oli tuottaa tietoa Inarijärven kalataloudellisen velvoitehoidon ohjaukseen esimerkiksi ratkaistaessa istutettavien kalojen lajeihin ja istutusmääriin liittyviä kysymyksiä. Tutkimuksessa kerättyä tietoa voidaan käyttää hyväksi myös kehitettäessä Inarijärven säännöstelyn käyttöä sekä alueen virkistyskäyttöpalveluja.

Inarin kalatalousjärjestelmän tutkimukseen kuului kalatalouden nykytilan analysointi, eri tahojen tavoitteiden selvittäminen sekä kalataloudellisen hoidon ja siinä sovellettavien menetelmien kehittäminen. Se muodostui seuraavista osista:

1. Inarijärven kalatalouden aluetaloudellinen merkitys
2. Eri tahojen näkemykset Inarijärven kalataloudesta ja virkistyskäytöstä
3. Kalalajien väliset vuorovaikutukset - teoreettinen tarkastelu
4. Kalakantojen hoitomallin kehittäminen ja soveltaminen
5. Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen
6. Sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelma

Osatutkimusten keskeiset tulokset on esitetty luvuissa 9.1. - 9.6. Tutkimuksessa syntyneet julkaisut ja raportit on lueteltu kirjallisuuden yhteydessä. Kalatalousjärjestelmän tutkimus on tehty Suomen ympäristökeskuksen, Lapin ympäristökeskuksen, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen, Pohjois-Suomen tutkimuslaitoksen (nyk. Thule instituutti), Teknillisen korkeakoulun ja Keski-Suomen ympäristökeskuksen yhteistyönä.

9.2 Inarijärven kalatalouden aluetaloudellinen merkitys

Inarijärven kalatalouden aluetaloudellista merkitystä koskevan tutkimuksen tavoitteena oli luoda laskentakehikko, jonka avulla voitiin arvioida Inarijärven kalataloudellisten hoito- ja kehittämistoimien aluetaloudellisia vaikutuksia ja kannattavuutta. Kehikko rakennettiin kustannus-hyötyanalyysin menetelmällä siten, että

sen avulla voidaan arvioida kalataloudellisten hoito- ja kehittämistoimien aiheuttamien kustannusten ja hyötyjen kohdistuminen eri eturyhmille. Kehikko on toteutettu Excel-taulukkolaskentaohjelmalla. Mallin kehitystyö ja soveltaminen tapahtui Oulun yliopiston Pohjois-Suomen tutkimuslaitoksessa (Tervo ja Mäenpää 1995).

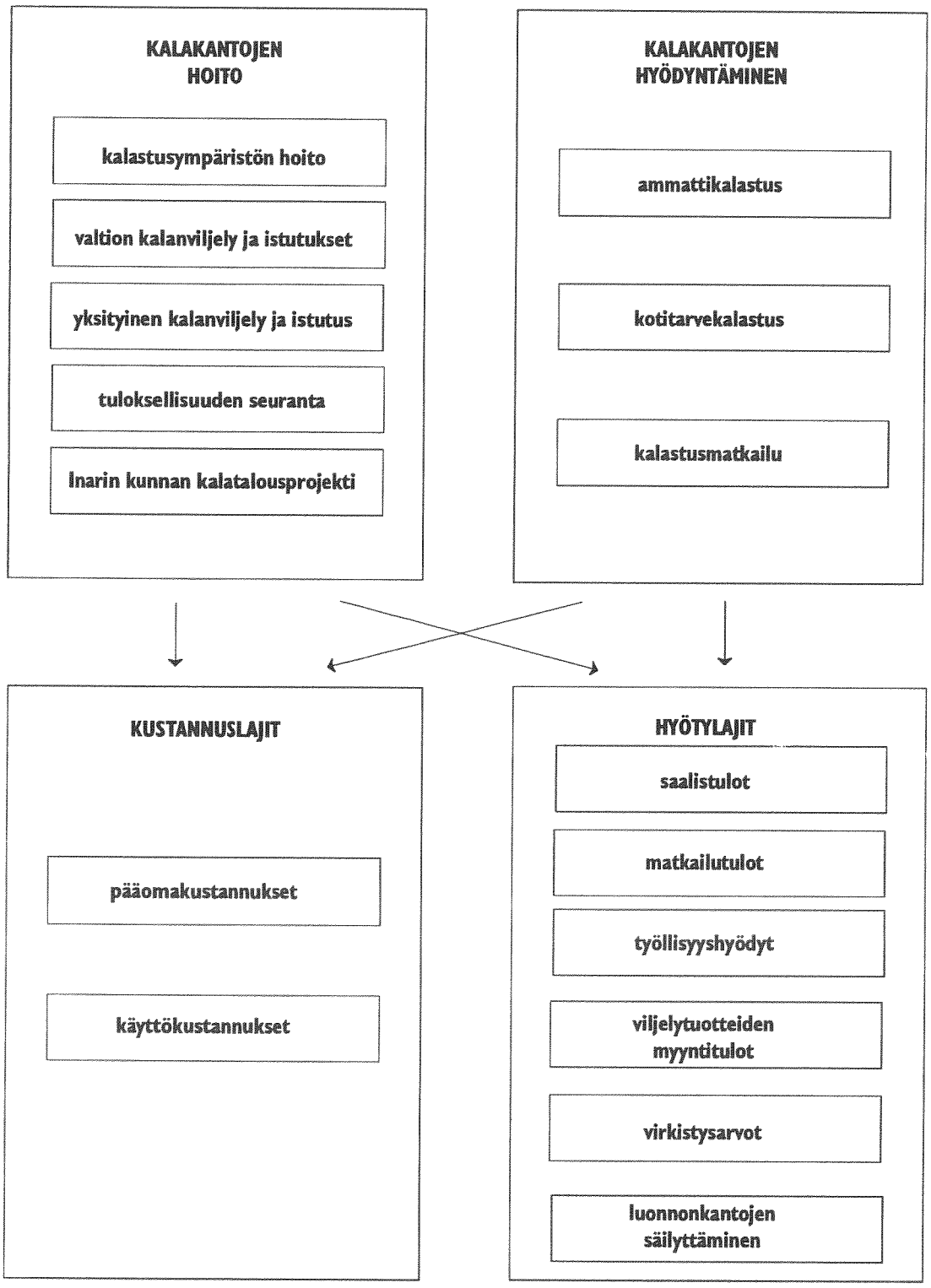
Työ jakaantui nykytilan arviointiin ja tulevaisuuden vaihtoehtojen vertailuun. Nykytilan arviointia varten koottiin tiedot vuosilta 1985 - 1992 Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalataloudellisesta hoidosta ja kehittämisestä, laskettiin vuotuiset kustannukset toimenpideryhmittäin ja arvioitiin koituneita hyötyjä. Tulevaisuuden vaihtoehtojen arviointiin on rakennettu laskentakehikko, jonka avulla voidaan arvioida Inarijärven kalataloudellisten hoitovaihtoehtojen yhteiskunnalliset hyödyt ja edellytettyjen toimenpiteiden kustannukset. Tässä tarkastellaan vain nykytilan arvioinnin tuloksia, koska tulevaisuuden vaihtoehtojen tarkastelu on varsin epävarmalla pohjalla lukuisten oletusten vuoksi.

Tarkastelussa Inarijärven kalatalousjärjestelmän hyödyt ja kustannukset on kohdennettu erikseen kalakantojen hoitoon ja hyödyntämiseen. Kustannuspuolella on eritelty menot, jotka ovat aiheutuneet velvoitekalanviljelystä ja -istutuksista, istutusten tuloksellisuuden tarkkailusta, kalastusympäristön hoidosta, sekä muusta valtion kalanviljelytoiminnasta. Kustannuksissa on eritelty myös kalastuksesta aiheutuneet menot. Hyödyissä on eritelty mm. saalistulot, matkailutulot, työllisyyshyödyt, viljelytuotteiden myyntitulot sekä virkistyskalastajien kokemat virkistyshyödyt (kuva 56, taulukko 16).

Inarijärven kalatalousjärjestelmän kokonaiskustannusten nykyarvon keskiarvo oli vuosina 1985 - 1992 noin 33 Mmk vuodessa vuoden 1992 hinnoin 6 % diskonttokorolla laskettuna (nykyarvon keskiarvo on saatu jakamalla vuoteen 1992 diskontatut summat tarkastelujakson vuosien määrällä). Hyödyt vastaavalla tavalla laskettuna olivat noin 34 Mmk vuodessa. Nykyarvo-tarkastelussa hyödyt ovat siis olleet hieman kustannuksia suuremmat.

Inarijärven kalatalousjärjestelmän kustannukset ja hyödyt ovat jakautuneet tarkastelujaksolle pääpiirteissään siten, että ne ovat lähteneet nousuun 1980-luvun puolivälin jälkeen, saavuttaneet huippunsa vuosikymmenen lopussa ja alkaneet laskea heti 1990-luvun alkaessa. Poikkeuksen muodostavat kalakantojen ja kalastusympäristön velvoitehoidosta aiheutuvat toimenpiteet, jotka ovat jatkuneet tasaisina koko tarkastelujakson.

Suurimman osan kustannuksista, vajaat 18 Mmk vuodessa, on kantanut valtio. Valtiolle aiheutuvat kustannukset perustuvat pitkälti korkeimman hallintooikeuden päätöksiin (kohta 5.2.1) Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalakantojen velvoitehoidosta, mutta valtio on tehnyt myös muita kuin velvoitteeseen sisältyviä kalanviljely ja -istutustoimia ja tukenut mm. ammattikalastusta. Valtion kustannuksista 12,5 Mmk on aiheutunut kalanviljelystä ja -istutuksista, joista velvoitteen osuus on ollut 10 Mmk. Velvoitetarkkailusta on kustannuksia aiheutunut 1,2 Mmk vuodessa, rantavyörymien estämisestä ja niistä maksetuista korvauksista 1 Mmk vuodessa (kuva 57). Ammattikalastajille maksettu tuki on ollut 2,3 Mmk vuodessa. Velvoitekalanviljelyn kustannukset ovat jakaantuneet melko tasaisesti tarkastelujaksolla. Muussa valtion kalanviljelyssä on havaittavissa selvä nousu kustannuksissa 1980-luvun ja 1990-luvun vaihteeseen tultaessa. Ammattikalastajille maksettujen tukien määrässä on havaittavissa selkeä hyppäys vuonna 1987 ja sen jälkeen kiihtyvä lasku tarkastelujakson loppua kohti niin, että tuen määrä oli vuonna 1992 suunnilleen vuoden 1985 tasolla.

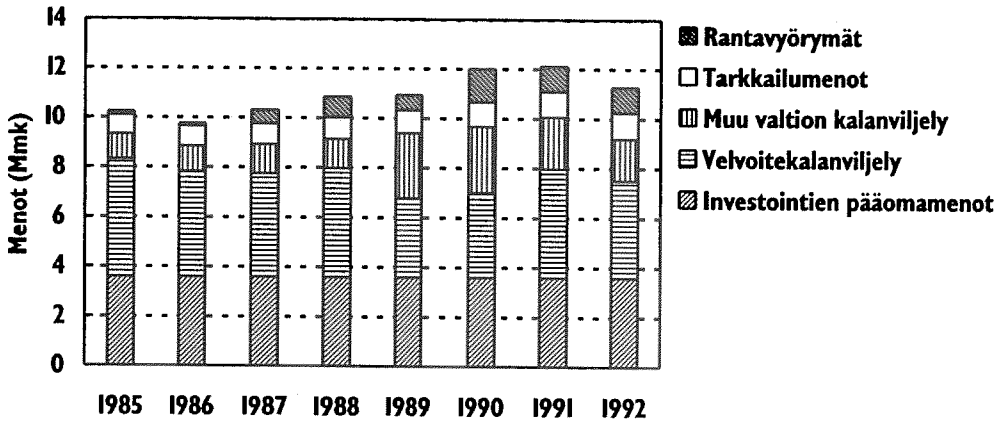


Kuva 56. Inarijärven kalatalousjärjestelmän osatekijät

Taulukko 16. Inarijärven kalatalouden kustannukset ja hyödyt vuoden 1992 hintatasossa, Mmk.

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	NA[1]
VALTIO									
Kustannukset:									
Velvoitekalanviljely ja -istutus	8,3	7,8	7,7	8,0	6,8	7,0	8,0	7,5	10,1
Muu valtion kalanviljely	1,0	1,0	1,2	1,9	2,6	2,8	2,8	2,2	2,4
Tuloksellisuuden tarkkailu ja tutkimus	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	1,0	1,0	1,1	1,2
Rantavyörymien esto ja korvaus	0,1	0,1	0,6	0,8	0,6	1,3	1,0	1,0	0,9
Ammattikalastuksen tuet	0,3	0,8	3,7	3,5	2,7	1,1	1,2	0,5	2,3
Muut valtion menot	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Hyödyt:									
Työllisyyshyödyt[2]	3,3	3,1	3,7	4,6	5,1	4,7	3,8	3,6	5,2
Viljelytuotteiden myynti	0,0	0,2	0,1	0,7	1,0	1,0	0,5	0,5	0,6
Luonnonkantojen säilyttäminen	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kalastuslupatulot	0,2	0,3	0,4	0,3	0,5	0,5	0,4	0,4	0,5
Valtio, netto	**-7,3**	**-7,1**	**-10,0**	**-9,7**	**-7,3**	**-7,2**	**-9,6**	**-8,1**	**-10,8**
INARIN KUNTA									
Kustannukset:									
Kalatalousprojektin menot	0,2	1,0	1,7	2,2	2,7	2,4	1,5	1,4	2,1
Hyödyt:									
Kalatalousprojektin tulot	2,2	2,3	2,4	2,5	1,5	1,6	1,6	1,7	2,6
Työllisyyshyödyt[2]	0,8	0,7	0,9	1,1	1,2	1,1	0,9	0,9	1,2
Inarin kunta, netto	**2,8**	**2,1**	**1,6**	**1,4**	**0,1**	**0,3**	**1,0**	**1,1**	**1,8**
AMMATTIKALASTAJAT									
Kustannukset:									
Kalastuskulut	0,8	0,8	1,7	3,2	4,5	4,6	4,1	3,6	3,6
Hyödyt:									
Saalistulot	1,4	1,3	1,7	3,8	4,6	2,5	1,3	1,3	2,9
Valtion tuet	0,3	0,8	3,7	3,5	2,7	1,1	1,2	0,5	2,3
Ammattikalastajat, netto	**0,9**	**1,3**	**3,7**	**4,1**	**2,8**	**-1,0**	**-1,6**	**-1,8**	**1,6**
KOTITARVEKALASTAJAT									
Kustannukset:									
Kalastuskulut	1,6	1,6	3,8	3,9	4,1	3,3	3,5	3,1	4,0
Hyödyt:									
Saalis- ja virkistyshyödyt	2,3	2,1	3,9	3,8	3,5	2,4	1,7	2,2	3,6
Kotitarvekalastajat, netto	**0,7**	**0,6**	**0,2**	**0,1**	**-0,5**	**-0,8**	**-1,6**	**-0,8**	**-0,4**
INARIN KOTITALOUDET									
Työllisyyshyödyt	**2,0**	**1,9**	**2,2**	**2,7**	**3,0**	**2,8**	**2,3**	**2,2**	**3,1**
KALASTUSMATKAILIJAT									
Kustannukset:									
Kalastuskulut	1,1	1,4	1,8	1,6	1,9	1,7	1,6	1,7	2,1
Matkakulut	2,1	2,7	3,4	2,9	3,6	3,1	3,0	3,2	3,9
Muut kulut Inarissa	2,3	3,0	3,8	3,3	4,0	3,5	3,3	3,6	4,4
Hyödyt:									
Virkistyshyödyt	4,1	5,3	6,7	5,8	7,1	6,1	5,8	6,3	7,6
Muut hyödyt	2,3	3,0	3,8	3,3	4,0	3,5	3,3	3,6	4,4
Kalastusmatkailijat, netto	**0,9**	**1,1**	**1,4**	**1,2**	**1,5**	**1,3**	**1,3**	**1,4**	**1,6**
MUU SUOMI									
Työllisyyshyödyt	**2,8**	**2,7**	**3,2**	**3,9**	**4,4**	**4,0**	**3,3**	**3,1**	**4,5**
YHTEENSÄ, NETTO	**2,7**	**2,5**	**2,3**	**3,6**	**3,9**	**-0,6**	**-5,1**	**-3,1**	**1,4**
josta Inarin kunnan alue	6,3	5,7	7,6	8,1	5,3	1,2	-0,1	0,5	6,1
Muu Suomi	-3,6	-3,2	-5,3	-4,5	-1,4	-1,8	-5,0	-3,6	-4,7

1) Nykyarvon keskiarvo, 2) Sisältää verotulojen lisäyksen



Kuva 57. *Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalastusympäristön ja kalakantojen hoidosta aiheutuneet menot vuosina 1985 - 1992.*

Merkittävin hyöty Inarijärven kalatalousjärjestelmässä on sen työllistävä vaikutus. Kerrannaisvaikutuksineen järjestelmän vuotuinen työllistävä vaikutus tarkastelujaksolla oli keskimäärin 86 henkilötyövuotta. Laskennallisesti järjestelmän työllistävän vaikutuksen nettohyödyt ovat olleet 14 Mmk vuodessa ja ne ovat jakautuneet seuraavasti: valtiolle lähinnä pienempinä työttömyyskorvausmenoina ja suurempina verotuloina 5,2 Mmk, Inarin kunnalle suurempina kunnallisverotuloina ja pienempinä sosiaaliturvan menoina 1,2 Mmk, Inarin kunnan kotitalouksille suurempina tuloina 3,1 Mmk. Lisäksi työllisyydestä on kanavoitunut hyötyjä valtakunnallisesti yritystoiminnalle, kotitalouksille ja kunnille sosiaaliturvajärjestelmän tasapainotuksen kautta 4,5 Mmk.

Kun valtion saamat hyödyt ovat olleet lähes yksinomaan edellä mainitut työllisyyshyödyt, jää valtion nettohyöty reilusti miinukselle koko tarkastelujaksolla, keskimäärin noin 11 Mmk vuodessa.

Kustannuksista keskimäärin noin 2 Mmk vuodessa on kanavoitunut Inarin kunnan kalatalousprojektin kautta. Inarin kunnan kalatalousprojekti perustettiin v. 1985 ja sen tehtävänä on ollut mm. kehittää kalataloutta, vastata kalasatamien hoidosta ja jäähuollosta. Kalatalousprojektin volyymin ajallisessa profiilissa on havaittavissa myös selvä nousu vuoteen 1989 asti, jonka jälkeen on seurannut lasku. Kunnalle on merkitty hyötyinä kalatalousprojektin rahastoidut varat ja korkotulot sekä työllisyyshyödyt. Keskimääräislukujen valossa kunnan nettohyöty on ollut tarkastelujaksolla hieman positiivinen.

Ammattikalastajien määrä on vaihdellut tarkastelujaksolla paljon. Vuonna 1986 kalastajia oli 47 ja huippuvuonna 1989 heitä oli 103, mutta vuonna 1992 enää noin 50. Ammattikalastus on pääosin sivutoimista, ja kalastajamäärissä ovat mukana kaikki ne, jotka ovat saaneet vähintään 10 % tuloistaan kalastuksesta. Ammattikalastajien kalastuskustannukset ovat olleet keskimäärin 3,6 Mmk vuodessa. Kustannuksissa on havaittavissa jyrkkä nousu 1980-luvun lopulla, mikä johtuu lähinnä investoinneista pyyntikalustoon, mutta myös kalastajamäärän voimakkaasta kasvusta. Kustannukset ovat laskeneet vain vähän 1990-luvulle tultaessa lähinnä sen takia, että 1980-luvun puolivälin jälkeen tehtyjen suurten investointien pääomakulut ovat laskelmissa mukana.

Ammattikalastajien saamat saalistulot ovat olleet vuodessa keskimäärin 2,9 Mmk ja valtiolta saadut tuet 2,3 Mmk. Saalistulot ovat olleet tarkastelujakson alkupuolella aika pienet, mutta koska kalastuskustannukset ovat olleet vielä pienemmät on lopputulos ollut positiivinen. Tarkastelujakson keskivaiheilla saalistulot ovat olleet suuret, mutta samaan aikaan kustannukset ovat olleet niin suuret,

että positiiviseen nettotulokseen on päästy vain valtion tukien varassa. Vuosikymmenen vaihteen jälkeen saalistulot ovat nopeasti pudonneet 1980-luvun puolivälin tasolle. Kun valtion tuet ovat samanaikaisesti ehtyneet, mutta pääomakustannukset ovat säilyneet korkeina, on ammattikalastuksen keskimääräinen kannattavuus romahtanut: vuodesta 1989 vuoteen 1991 ammattikalastuksen nettohyöty on pienentynyt 4,4 Mmk. Saalistulojen kehitykseen on suurimpana syynä ollut muikkusaaliin määrän vaihtelu.

Kotitarvekalastajien määräksi on arvioitu vajaa 400 ruokakuntaa vuonna 1985, mikä on todennäköisesti liian alhainen. Vuodesta 1987 lähtien kotitarvekalastusta harjoittavien ruokakuntien määrä on tilastoitu yhtenäisin perustein. Tuolloin kotitarvekalastusta harrastavia ruokakuntia oli noin 900. Määrä kävi 960:ssä vuonna 1989 ja on sen jälkeen vakiintunut 800 - 900 tienoille Metsähallituksen kalastuslupatilastojen perusteella. Kotitarvekalastajien arvioidut kalastuskustannukset ovat olleet keskimäärin 4 Mmk vuodessa, siis hieman suuremmat kuin ammattikalastajien kustannukset. Tämä johtuu siitä, että kotitarvekalastajia on ollut likimain kymmenkertainen määrä ammattikalastajiin verrattuna. Kotitarvekalastajien laskennallinen kokonaishyöty kalastuksesta on ollut keskimäärin 3,6 Mmk vuodessa. Hyöty on arvioitu pelkästään saaliin perusteella ja vuotuinen vaihtelu johtuu siis pelkästään saaliin määrän ja hinnan vaihtelusta. Kotitarvekalastajien nettohyöty näyttää olevan negatiivinen vuodesta 1989 lähtien.

Ulkopaikkakuntalaisten virkistyskalastajien, joista käytetään myös nimitystä kalastusmatkailijat, määrä oli vuonna 1985 noin 2 300. Vuoteen 1989 mennessä määrä kasvoi noin 4 000:een mutta alkoi sen jälkeen laskea ja on pudonnut vuoteen 1993 tultaessa reilusti alle 2 000:een.

Kalastusmatkailijoiden kalastuskulut Inarin kunnassa olivat vuosina 1985 - 1992 keskimäärin 2,1 Mmk vuodessa. Matkakustannukset olivat 3,9 Mmk ja muut kulut Inarin kunnassa 4,4 Mmk vuodessa. Muut kulut Inarin kunnassa eivät ole mukana edellä esitetyssä kalatalousjärjestelmän kokonaiskustannusten nykyarvon keskiarvossa, koska ne ovat lähinnä elinkustannuksia. Muutokset vuosittaisissa luvuissa johtuvat pelkästään kalastajamäärien muutoksista. Ulkopaikkakuntalaisten virkistyskalastajien kalastuksestaan saama nettohyöty on ollut keskimäärin 1,6 Mmk vuodessa. Hyöty on arvioitu matkakustannusmenetelmällä ja sen laskentaan liittyy monia epävarmuuksia. Vuonna 1993 ulkopaikkakuntalainen virkistyskalastaja käytti Inarin kunnassa keskimäärin 1 700 mk (Salonen 1994a).

Kalatalouden aluetaloudellinen tutkimus koski vuosia 1985 - 1992. Tämän jälkeenkin Inarijärven kalatalous on edelleen taantunut. Ammattikalastuksen kannattavuus on edelleen heikentynyt vuoden 1992 jälkeen. Mm. kalastuksen varaan perustettuja luontaiselinkeinotiloja on taloudellisen ahdingon vuoksi pakkohuutokaupattu. Ammattikalastajien määrä on vähentynyt. Kotitarvekalastajien määrä on säilynyt miltei ennallaan. Ulkopaikkakuntalaisten virkistyskalastajien määrä on laskenut noin kolmannekseen vuodesta 1992.

9.3 Eri tahojen näkemykset Inarijärven kalataloudesta ja virkistyskäytöstä

9.3.1 Tehdyt haastattelut ja kyselyt

Eri tahojen näkemyksiä Inarijärven kalataloudesta ja virkistyskäytöstä selvitettiin talvella 1993 - 1994 kahdella postikyselyllä: postikysely Inarijärven eri käyttäjäryhmille ja alueen väestölle ja postikysely eteläsuomalaisille kalastajaseurojen jäsenille (Salonen 1994a) sekä teemahaastatteluilla (Salonen 1994b, Meriläinen 1994).

Inarin kunnan väestön ja eri käyttäjäryhmien näkemyksiä erityisesti Inarijärven kalataloudesta kartoitettiin postikyselyllä. Kyselyn otos oli 1 552 henkilölle, joista 65 % oli paikkakuntalaisia ja loput ulkopaikkakuntalaisia virkistyskalastajia tai vapaa-ajan asunnon omistajia. Ulkopaikkakuntalaisilta kysyttiin lisäksi tietoja rahankäytöstä paikkakunnalla, matkakustannuksista sekä oleskelu- ja kalastusajoista Inarijärvellä. Näiden kysymysten tarkoituksena oli selvittää ulkopaikkakuntalaisten virkistyskalastuksen aluetaloudellista merkitystä. Eri ryhmien vastausaktiivisuus kyselyyn oli hyvä; kyselyn vastausprosentti oli 70 (taulukko 17).

Kalastajaseurojen jäsenille suunnatulla kyselyllä haluttiin selvittää, minkälaisena virkistyskalastuskohteena Inarijärveä pidetään. Kalastajaseuran jäsenille osoitettu kysely oli suppeahko, otoskoon ollessa yhteensä 300 henkilöä. Kyselyn vastausprosentti jäi melko alhaiseksi, noin 44 %:iin (taulukko 17).

Teemahaastatteluilla kartoitettiin Inarijärven kalatalousjärjestelmässä toimivien henkilöiden näkemyksiä kalataloudellisesta päätöksenteosta sekä tarpeita ja odotuksia Inarijärven kalatalousjärjestelmän ja sen ohjattavuuden kehittämiseksi. Yhteensä haastateltuja oli 38 (Salonen 1994b). Lisäksi Inarijärven ammattikalastajien näkemyksiä mm. järven kalastuksesta ja säännöstelystä selvitettiin vielä erillisillä haastatteluilla (Meriläinen 1994).

Tässä kohdassa esitetään ne postikyselyn ja teemahaastattelujen tulokset, jotka koskevat kalataloutta ja sen kehittämistä sekä virkistyskäyttöä. Tämän julkaisun luvussa 9.2 on käsitelty virkistyskalastuksen aluetaloudellista merkitystä ja luvussa 10.2.4 on käsitelty haastateltujen suhtautumista säännöstelyn kehittämiseen.

Taulukko 17. Postikyselyn kohdejoukot ja otosten koko sekä palautettujen, analysointikelpoisten lomakkeiden lukumäärä ja palautusprosentti.

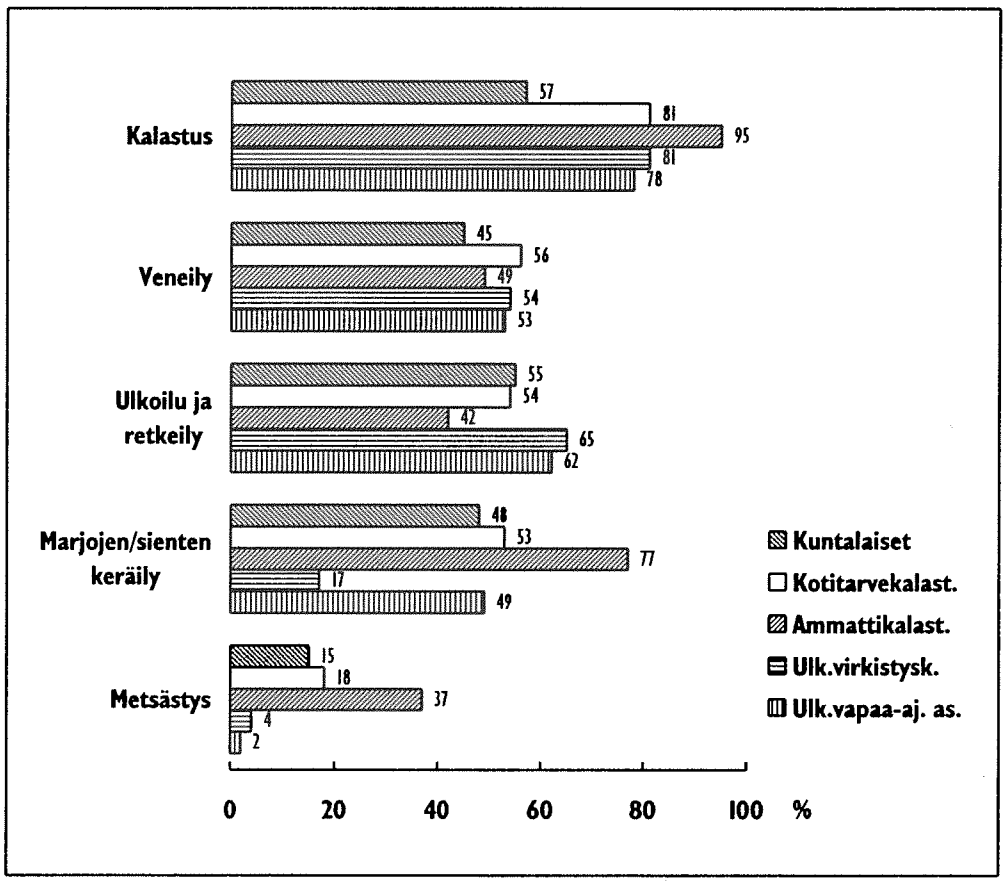
Postikyselyn kohdejoukko	Kohdejoukon koko	Otos	Otos kohdejoukosta %	Palautukset kpl	Palautukset %
Paikkakuntalaiset					
- Inarin kuntalaiset	7 878	596	8	352	59
- Kotitarvekalastajat	772	356	46	241	68
- Ammattikalastajat	57	57	100	43	75
Yhteensä	**8 707**	**1 009**	**12**	**636**	**63**
Ulkopaikkakuntalaiset					
- Virkistyskalastajat	1 578	489	31	410	84
- Vapaa-ajan asunnon omistajat	400	54	14	46	85
Yhteensä	**1 978**	**543**	**27**	**456**	**84**
Kaikki yhteensä	**10 685**	**1 552**	**15**	**1 092**	**70**

	Otos	Palautukset kpl	Palautukset %
Keskusjärjestö			
Suomen kalamiesten keskusliitto	100	44	44
Suomen metsästäjä- ja kalastajaliitto ry	100	38	38
Suomen urheilukalastajain liitto	100	49	49
Yhteensä	**300**	**131**	**44**

9.3.2 Postikyselyjen tulokset

Suhtautuminen yleiseen virkistys- ja maankäyttöön

Inarijärvellä ja siellä liikkumisella on hyvin suuri merkitys Inarin kunnan asukkaille. Myös ulkopaikkakuntalaisten virkistyskalastajien keskuudessa Inarijärvi koettiin kiinnostavana kohteena. Kalastus koettiin järven erilaisista käyttötavoista tai vapaa-ajan toiminnoista tärkeimmäksi (kuva 58). Inarijärven erämaaympäristöä arvostettiin suuresti ja samalla korostettiin järven omaleimaisen luonnon säilyttämisen tärkeyttä.



Kuva 58. *Inarijärveen liittyvien toimintojen tai harrastusten merkitys eri kohderyhmille (huomattava ja kohtalainen merkitys yhdistetty, %).*

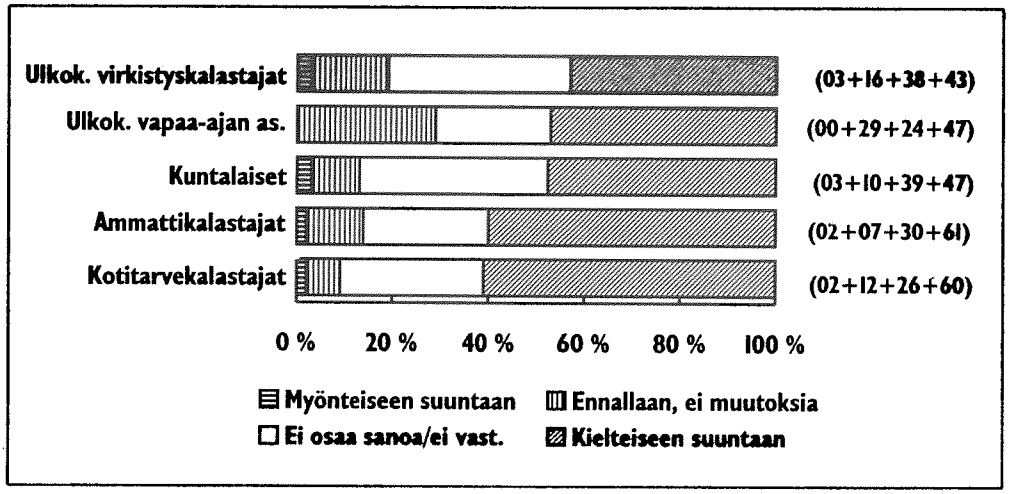
Lisärakentamiseen järvelle (mökit, virkistyskäyttöä palvelevat rakenteet ym.) suhtauduttiin pidättyvästi ja erityisesti saariin rakentamiseen kielteisesti. Paikkakuntalaisten mielipiteet mantereelle rakentamiseen jakaantuivat lähes tasan toisen puolen vastustaessa ja toisen kannattaessa lisärakentamista. Virkistyskäyttöä palvelevia rakenteita katsottiin jo olevan järvellä sopivasti tai riittävästi. Rantojen roskaisuuteen kiinnitettiin huomiota ja siisteyttä toivottiin parannettavaksi. Jokamiehen oikeuden nojalla tapahtuvan vapaan rantautumis-, tulenteko- ja leiriytymisoikeuden (vain lyhytaikainen) säilyttämistä nykyisellään pidettiin tärkeänä.

Suhtautuminen kalastukseen ja kalakantojen hoitoon

Kalastus Inarijärvellä on Inarin kuntalaisten keskuudessa erittäin yleistä ja sillä on ilmeisen suuri merkitys alueella. Eri kalastusmuodoista troolikalastukseen Inarijärvellä suhtauduttiin sekä paikkakuntalaisten että ulkopaikkakuntalaisten taholta kielteisesti ja sitä ehdotettiin yleisesti rajoitettavaksi tai kiellettäväksi. Troolikalastuksesta aiheutuneet taloudelliset ja muut ongelmat ovatkin kääntäneet yleisen mielipiteen voimakkaasti troolikalastusta vastaan. Vähemmän suosittavia kalastustapoja olivat myös pitkäsiima- ja isorysäkalastus. Vetouisteluun ja muihin vapakalastusmuotoihin suhtauduttiin myönteisesti.

Inarijärveä pidettiin 1990-luvun alussa keskinkertaisena kalavetenä. Saaliin määrään ja saaliskalojen kokoon oltiin tyytymättömiä, sensijaan saaliin lajikoostumukseen, laatuun ja kuntoon oltiin tyytyväisempiä. Tyytymättömyys saaliskalojen kokoon koski "punalihaisia " eikä siikaa, jonka saaliskoko puolestaan on noussut.

Sekä paikkakuntalaiset että ulkopaikkakuntalaiset olivat kokeneet kalakantojen tilan kehittyneen yleisesti ottaen huonompaan suuntaan viime vuosina (kuva 59). Käsitykset muikun ja kaikkien neljän "punalihaisen" kantojen kehityksestä huonompaan suuntaan olivat hyvin yhdenmukaiset saalistilastojen kanssa.



Kuva 59. Mielipiteet kalakantojen kehityksestä (yleisesti ottaen) kyselyä edeltäneen kolmen vuoden jakson (1991 - 1993) aikana (%).

Yleisesti toivottiin kohtuullisia istutuksia ja istutusten painottamista mieluiten alkuperäisiin kalalajeihin, kuten taimeneen, siikaan ja nieriään. Järvitaimen ja siika olivat toivotuimmat saaliskalalajit Inarijärvellä. Myös järvilohi, nieriä, harjus ja muikku olivat yleisesti toivottuja saaliskalalajeja. Järvilohi uutena lajina oli jopa hieman alkuperäistä nieriää toivotumpi saaliskalalaji. Sensijaan etenkin paikkakuntalaisten suhtautuminen harmaanieriään oli kielteisempää kuin muihin istutusten kohteena oleviin lajeihin.

Taimenissa olevat lokkilapamadon loisrakkulat koettiin ongelmaksi. Loisongelmat liitettiin usein kalanviljelylaitoksiin ja istutuksiin. Saalistaimenia valitettiin usein laihoiksi ja huonokuntoisiksi ja ilmeisesti ravinnon vähyys heikon muikkukannan johdosta oli altistanut niitä myös loistartunnalle. Vuosina 1994 - 1995 Inarijärvellä tehtyjen loistutkimuksen tuloksista on esitetty yhteenveto kohdassa 5.2.4 sivulla 51.

Suhtautuminen Inarijärveen kalastusmatkailu/virkistyskalastuskohteena

Eteläsuomalaisille kalastajaseurojen jäsenille suunnatussa kyselyssä Inarijärveä pidettiin kiinnostavana kalastuskohteena, mutta noin puolet heistä arvioi, ettei yksistään Inarijärven vetovoima riitä kalastusmatkan tekemiseen, vaan samalla matkalla kalastettaisiin esim. Tenolla, Pohjois-Norjassa ja Näätämöllä. Toisaalta Inarijärvellä on tyypillisesti oma, vakiintunut virkistyskalastajajoukkonsa, joka tulee vuodesta toiseen kalastamaan juuri Inarijärvelle.

Pitkä matka Etelä-Suomesta on monille kynnyskysymys matkalle lähtöön. Oman veneen kuljetus tai toisaalta veneen vuokraus paikkakunnalta koettiin myös usein ongelmalliseksi. Edelleen informaation puutetta järven kalastuksesta valiteltiin. Kalastuslupien ja muiden palvelujen hintatasoa pidettiin korkeahkona. Vetouistelu arvioitiin keskeisimmäksi kalastusmatkailijoiden kalastusmuodoista, mutta Inarijärvellä harjoitettaisiin mielellään myös heitto- ja perhokalastusta sekä pilkkikalastusta talvella. Toivotuimmat saaliskalalajit olivat järjestyksessä: järvitaimen, järvilohi, nieriä ja rautu, harjus ja harmaanieriä, joka jäi tässäkin yhteydessä suosituimmuudessa muista "punalihaisista" (kuva 60).

Inarijärven kalastusmatkailun kehittämisessä kannattaisi panostaa informaation levittämiseen potentiaalisille virkistyskalastajille (kalastajaseurojen jäsenet ym.). Mainonnassa tulisi painottaa ylikorostuneen vetouistelun lisäksi enemmän esim. harjuksen heitto- ja perhokalastusta ja talvisia pilkkikalastusmahdollisuuksia. Kalastuslupien ja erilaisten palvelujen hintatason tulee olla kohtuullinen, sillä ylihinnoittelulla voi olla hintatietoisia kalastusmatkailijoita karkoittava vaikutus.

9.3.3 Teemahaastattelut

Teemahaastattelut tehtiin maalis-huhtikuussa 1994. Haastatteluissa teema-alueet olivat seuraavat:

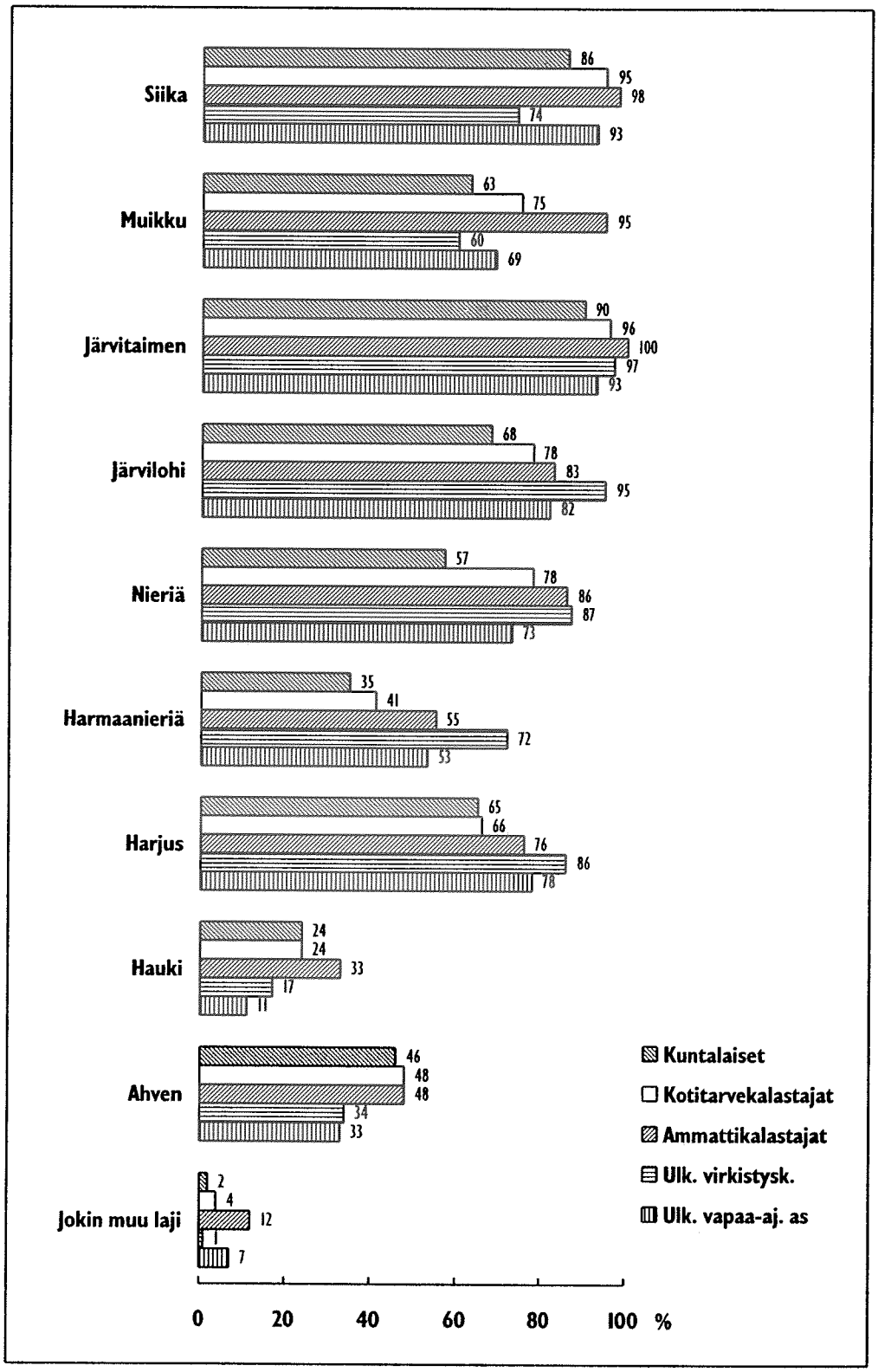
1. Eri tahojen tavoitteet Inarijärven kalakantojen tilalle, niiden hoidolle ja kalastukselle
2. Eri tahojen väliset näkemyserot/ristiriidat
3. Kalataloudellinen päätöksenteko
4. Kalataloudellisen ohjausjärjestelmän tarve

Haastatellut korostivat Inarijärven kalakantojen hoidossa nykyistä luonnonmukaisemman kalanviljelyn ja istutusten suosimista. Tällä tarkoitettiin taimenistutuksissa painopisteen siirtämistä järveen tehtävien 3-vuotiaiden petokalojen istutuksista enemmän jokialueille tehtävien pienpoikasistutusten suuntaan ja nieriäistutuksissa siirtymistä 3-vuotiaista istukkaista pienpoikasiin, lähinnä kesänvanhoihin (istutus järveen). Järven ravintotilanteen parempaa huomioonottamista petokalaistutusten suunnittelussa pidettiin tärkeänä. Suunnitteluvaiheessa olevan sopeutuvan velvoitehoidon eräänä tavoitteena onkin hyödyntää Inarijärven sivuvesistöjä poikasistutuksiin, erityisesti kun järven ravintokalatilanne on heikko. Tämä edellyttää myös muutoksia Inarijärven ja sen sivuvesistöjen vesioikeuspäätöksiin.

Troolikalastukseen ja valtion varoin tehtyyn kalastuksen tukemiseen suhtauduttiin melko kriittisesti, mutta silti troolauksen jatkaminen noin viiden trooliparin voimin nähtiin vielä suotavana. Muiden pyydysten määrien ja käytön säätelyä ei pidetty niin oleellisena kysymyksenä.

Kalataloudellinen päätöksentekojärjestelmä alueella koettiin erittäin hajanaiseksi. Keskeisistä kalatalouden ohjauskeinoista: istutuksista, kalastuksen säätelystä ja taloudellisista tukitoimista ovat olleet päättämässä usein eri tahot ilman keskinäistä koordinaatiota. Päätöksenteossa koettiinkin ilmenevän sekä koordinaation, yhteistyön että tiedon puutetta, mikä tekee kalatalouden ohjattavuuden huonoksi. Päätöksenteon tueksi toivottiin parannusta vielä suunnitteluvaiheessa

olevalta tietopohjaiselta järjestelmältä. Hallinnollisesti koko valtakunnan kalastuslain ulottaminen myös pohjoisiin kuntiin (erityisehdoin) sai haastatelluilta yleisesti hyväksyyän vastaanoton (Salonen 1994b).



Kuva 60. *Postikyselyyn vastanneiden mielipiteet siitä, mitä saaliskalalajeja Inarijärvessä tulisi olla kohderyhmittäin (%). Erittäin toivottava ja toivottava-vaihtoehdot on yhdistetty).*

Meriläisen (1994) tekemissä haastatteluissa selvitettiin 22 ammatti- ja kotitarvekalastajan näkemyksiä Inarijärven kalastosta, kalastuksesta, kalaston hoïdosta ja säännöstelystä. Kalastoa ja sen hoitoa koskevat näkemykset voidaan tiivistää seuraavasti: Suurin osa haastatelluista piti muikkua kalastuksen kannalta erittäin tärkeänä kalana. Kaikki toivoivat lajin elpyvän joko luonnollisen lisääntymisen tai istutusten kautta. Myös siian ja taimenen merkitystä korostettiin ja niiden istutuksia pidettiin tarpeellisina. Taimenistutuksissa nähtiin kuitenkin kehittämisen varaa. Osa haastatelluista piti istutettuja taimenia liian vanhoina, jolloin ne ovat jo tottuneet laitosruokintaan niin, etteivät kykene hankkimaan ravintoa omatoimisesti. Myös taimenpoikasten istuttamista jokivesistöihin toivottiin. Kaikki kalastajat kertoivat havainneensa taimenissa viime aikoina loisia, ja muutamat sanoivat sen haitanneen kalan markkinointia. Inarijärven nieriäkannan elvyttämistä lähes kaikki haastatellut pitivät erittäin tärkeänä. Osa haastatelluista piti nykyisiä nieriäistutuksia liian suurina, koska järven syvänteissä on kalastajien havaintojen mukaan runsaasti kääpiöitynyttä nieriää. Suhtautuminen harmaanieriään oli muutamaa poikkeusta lukuunottamatta kielteinen, koska se ei ole Inarijärven alkuperäinen kalalaji ja koska pienikokoisena sen käyttöarvo on huono.

9.4 Kalalajien väliset vuorovaikutukset

Tämä kohta pohjautuu kahteen tarkasteluun, jotka perustuvat olemassaolevaan aineistoon ja kirjallisuuteen. Palomäki (1994) on laatinut selvityksen Inarijärven kalakantojen ravintoekologiasta, vuorovaikutussuhteista ja hoidosta. Ahosen (1996) muistiossa tarkastellaan kalakantojen välistä kilpailua. Tavoitteena oli koota ja arvioida olemassaoleva varsin hajanainen tieto kalojen ravinnonkäytöstä, elinalueista ja vuorovaikutuksista sekä laatia tarkastelun perusteella ehdotukset jatkotutkimustarpeista. Seuraavassa on esitetty tarkastelujen keskeiset tulokset.

9.4.1 Ravinnonkäyttö

Inarijärven kalalajit jaettiin funktionaalisiin l. toiminnallisiin ryhmiin sen perusteella, minkälaista ravintoa ne käyttävät. Tällä tavoin lajit voidaan ryhmitellä selkeästi rantaplanktonia, ulappaeläinplanktonia, pohjaeläimiä ja kalaravintoa käyttäviin. Lajit eivät kuitenkaan käytä koko yksilökehityksensä aikaa saman tyyppistä ravintoa, vaan yksilökoon ja suun koon kasvaessa ravintopartikkeleiden koko ja energiasisältö kasvavat. Näihin yksilönkehitykseen kuuluviin muutosvaiheisiin liittyy useimmiten myös elinalueen muutos. Esimerkiksi petokalat viettävät poikasvaiheen ranta-alueilla käyttäen ravintonaan rantaplanktonia. Kasvettuaan ne siirtyvät energeettisempään ravintoon, pohjaeläimiin pohjahabitaateille, ja edelleen kaloihin joko litoraali- tai pelagiaalihabitaateille.

Eri lajien yksilönkehityksen muutosten syiden ja ajankohtien osoittaminen on hankalaa, sillä muutokseen vaikuttavat useat tekijät kuten kalan kasvu, muiden kalalajien taholta kohdistuva kilpailu- ja saalistuspaine sekä oman lajin sisäinen kilpailu. Yleinen piirre näyttäisi olevan, että poikasvaiheet kilpailevat ravinnosta ja ravintohabitaatista voimakkaammin kuin vanhemmat. Vanhemmat puolestaan joutuvat erikoistumaan erityisesti ravintonsa osalta.

Huomattava osa Inarijärven kalalajistosta on aikuisvaiheessaan petokaloja (neljä lajia) tai pohjaeläinsyöjiä (neljä lajia). Kalalajistossa on ainoastaan kaksi lajia, reeska ja muikku, jotka käyttävät järven ulappa-alueen eläinplanktonia pääasiallisena ravintonaan (taulukko 18).

Taulukko 18. Eräiden Inarijärven kalalajien ravinnonkäyttö eri yksilönkehitysvaiheissa (tiedot nuoruus- ja sukukypsyysvaiheesta: Toivonen 1960, Hiisivuori 1977, Palomäki 1981 ja 1985, Vuorimies 1985, Keränen 1986; toukka- ja poikasvaiheen tiedot ovat puutteellisia ja ne perustuvat Inarijärvellä sekä muualla tehtyihin yksittäisiin havaintoihin, tutkimusten tai kokeiden tuloksiin). R=rantaeläinplankton; E=pelagiaalinen (=ulapan) eläinplankton; P=pohjaeläimet; K=kalat.

Kalalaji	Toukka- ja poikasv.	Nuoruusvaihe	Sukukypsyysv.
Harmaanieriä	kalanviljelylaitoksessa	(P?-) K	K
Järvitaimen	joessa	P-K	K
Pohjarautu l. isonieriä	R-P	P-K	K
Paltsarautu l. pikkun.	R-P	P	P-K
Harjus	R-P	P	P
Pohjasiika	R-E	E-P	P
Rääpys	R-E	E-P	P
Riika	R-E	E	E-P
Reeska	R-E	E	E
Muikku	R-E	E	E

Inarijärven eri kalalajien toukka- ja poikasvaiheen ravintoa ei ole tutkittu. Yleensä eri kalalajien poikasvaiheet käyttävät ravinnokseen rantaplanktonia, aluksi rataseläimiä ja myöhemmin hankajalkaisia ja vesikirppuja.

Nuoruusvaiheen ja sukukypsien siikojen ravintoa on tarkasteltu Inarijärvellä kahteen otteeseen (Toivonen 1960, Palomäki 1981). Siioilla näyttäisi olevan tiettyyn kokoon sitoutunut ravinnon laadun muutos. Esimerkiksi aikuisvaiheessaan pohjaeläinspesialisti, kääpiökasvuinen rääpys on ravintotutkimusten mukaan siirtynyt Inarijärvessä vapaan veden eläinplanktonravinnosta pohjaeläinravintoon vajaan 20 cm:n mittaisena. Toisaalta sekaravinnon syöjä riika ja Nitsijärven pikkusiika syövät yksinomaan eläinplanktonia vielä 20 - 24 cm:n pituisena. Molemmat syövät nuoruusvaiheessaan eläinplanktonista pääosin *Bosminaa*, mutta vanhempana pohjaeläinvaiheessaan rääpys varsin laajaa pohjaeläinvalikoimaa surviaissääskien toukista hernesimpukoihin ja aina raakkuäyriäisiin asti. Riika puolestaan syö vanhempana *Bosminan* ja *Bythotrepheksen* ohella helposti pohjan pinnalta saalistettavia eläimiä, kuten *Gammarusta*, surviaissääskien kotelovaiheita ja kotiloita. Pohjasiika kykenee ottamaan riikaa paremmin kiinni pohjaeläimiä ja sen ravinnossa keskeisiä ovat levälaiduntaja-surviaissääskien toukat, *Agrypnia*-vesiperhoset ja kotilot.

Pohjaeläinravintoa käyttävien kalalajien tai saman lajin eri ikäluokkien yksilökoon kasvaessa saalislajin koko voi kasvaa. Yksilökoon kasvu ja saalistettavan partikkelin koon kasvu sallivat samalla laajemman habitaattivalikoiman käytön. Esimerkiksi petokaloiksi kehittyvien lajien pohjaeläimiä käyttävät vaiheet suosivat myös melko karuja kivipohjaisia rantahabitaatteja tai karikkoalueita, joissa elää useita kookkaita pohjaeläinlajeja, kuten monet vesiperhoset, koskikorennot, päivänkorennot ja kotilot. Nuorempien petojen ikävaiheiden voidaan havaita elävän varsin matalissa vesissä syöden surviaissääskien toukkia, hernesimpukoita ja polttiaisten toukkia sekä pohjaelämään sopeutuneita vesikirppuja.

Petojen vanhemmissa ikävaiheissa yksilönkehitykseen liittyvät ravinnonmuutosajankohdat näyttäisivät sitoutuneen selvästi kalan kokoon kuten siioillakin. Inarijärven petokalojen ravintoa koskevien tutkimusten tulosten perusteella voidaan varoen päätellä, että kun petokaloille on tarjolla runsaasti kalanpoikasia, jo noin 25 cm:n pituisten petokalojen ravinto koostuu huomattavalta osaltaan kalaravinnosta. Vastaavasti huonoina vuosina vielä 25 - 29 cm:n pituisten petokalojen käyttämästä ravinnosta suuri osa käsittää pohjaeläimiä ja pintaravintoa (Hiisivuori 1977, Vuorimies 1985, Keränen 1986).

Petokaloista pintanieriä on ilmeisesti heikon kilpailukykynsä vuoksi ainoa, joka käyttää hyvin epäsäännöllisesti kalaravintoa. Heikkokasvuiset nieriät ovat yleensä muuallakin jo hyvin varhaisessa kehityksensä vaiheessa jääneet kasvussaan jälkeen petomaiseksi kasvavista nieriämuodoista (vrt. Sandlund ym. 1992). Inarin eri petokalalajien ravinnonkäytössä oli tutkimusvuosina selvä ero. Istutetut harmaanieriä ja järvilohi näyttivät siirtyvän jokaisena tarkasteluvuotena (1975 - 1986) paremmin ts. pienikokoisempana ja täydellisemmin kalaravintoon kuin Inarin alkuperäiset petokalat, taimen ja nieriä. Kesän 1996 uistelukisoissa kerätyt petokalojen ravintonäytteet tukevat aikaisempaa käsitystä harmaanieriästä taimenta ja Inarinnieriää tehokkaampana kalaravinnon käyttäjänä (Heinimaa ym. 1996).

9.4.2 Elinalueet

Taulukossa 19 on esitetty eräiden kalalajien pääasialliset oleskelualueet eri elinvaiheissa. Taulukko antaa yksinkertaistetun kuvan todellisuudesta. Esimerkiksi taimenen joesta järveen vaeltaneita poikasia tapaa kaikkialla litoraalissa, matalahkoilla pohjahabitaateilla ja vieläpä ulapalla. Aikuiset taimenet ovat kesällä ulapalla, kutevat kalat vaeltavat järvestä jokiin alkukesästä (Ivalojoen kanta) tai alkusyksystä (esim. Juutuanjoen kanta). Järveen jääneet aikuiset taimenet ovat loppusyksyllä aivan rantavesissä "lunta katsomassa". Lisäksi esimerkiksi rääpys tekee vuorokaudenaikaisia vaelluksia profundaalista litoraaliin varsinaisille ruokailualueille.

Taulukko 19. Eräiden kalalajien pääasialliset oleskelualueet eri elinvaiheissa. L=litoraali (=ranta-alue), PR=pohjahabitaatti matalahkoilla alueilla, U=ulappa-alue, PU=pohjahabitaatti syvillä vesillä.

Kalalaji	Toukka- ja poikasvaihe	Nuoruusvaihe	Sukukypsyysvaihe
Harmaanieriä	kalanviljelylaitoksessa	PU/U	PU/U
Järvitaimen	joessa	PR	U/PR
Pohjarautu l. isonieriä	L/PR	PU	PU/U
Paltsarautu l. pikkunieriä	L/PR	PU	U/PU
Harjus	L	L/PR	L/PR
Pohjasiika	L	PR	PR
Rääpys	L	PR/PU	PU
Riika	L	U	U
Reeska	L	U	U
Muikku	L	U	U

9.4.3 Lajien välinen kilpailu eri ikävaiheissa

Lajien välisen kilpailun voimakkuutta arvioitiin ravinnonkäytön ja elinalueiden samankaltaisuuden perusteella. Tarkastelu on jaettu poikas-, nuoruus- ja aikuisvaiheeseen.

Poikasvaiheen kilpailu

Poikasvaiheessa kilpailu on voimakasta lähes kaikkien lajien välillä. Poikkeuksen muodostavat joessa oleva järvitaimen ja Sarmijärvellä kalanviljelylaitoksessa kasvatettava harmaanieriä. Mutu, kymmen- ja kolmipiikki syövät rantaplanktonia koko ikänsä. Harjus kevätkutuisena kuoriutuu myöhemmin kuin muut lohikalat, mikä varmaan vaikuttaa sen menestymiseen. Nieriöiden poikaset ovat kuoriutuessaan suurikokoisempia kuin siian ja muikun poikaset, joten ne pystynevät

siirtymään pienikokoiseen pohjaravintoon aikaisemmin kuin siiat ja muikut, mikä vähentää kilpailua tässä vaiheessa. Poikasvaiheessa eri lajit voivat hyödyntää laadultaan erilaisia rantoja. Poikasten habitaatin valintaa ei kuitenkaan juuri tunneta.

Nuoruusvaiheen kilpailu

Voimakkaimmin keskenään kilpailevat riika, reeska ja muikku. On todennäköistä, että ne säätelevät toistensa kantoja. Järvitaimen joutuu pohjaeläinsyöjävaiheessaan (joka muikku- ja reeskakadon aikana kestää vuosia) kilpailemaan harjuksen, pohjasiian ja rääpyksen kanssa. Nieriä ja siika kilpailevat voimakkaasti keskenään. Pienissä järvissä siika yleensä syrjäyttää nieriän. On mahdollista, että myös Inarijärvessä siika työntää hallitsemaltaan runsasravintoisemmalta ranta-alueilta nieriän syvemmälle niukkaravintoisimmalle alueelle. Harmaanieriän ja nieriän välinen kilpailu ei liene voimakasta, koska harmaanieriä siirtyy varhaisessa vaiheessa kalaravintoon.

Aikuisvaiheen kilpailu

Myös aikuisvaiheessa riika, reeska ja muikku kilpailevat keskenään. Petokalojen kohdalla aikuisvaiheen kilpailun voimakkuus riippuu petokalojen ravintotilanteesta. Järvitaimen ja nieriä saalistavat pelagiaalin parvikaloja ja valikoivat yleensä alle 10 cm kaloja. Petokalojen kalaravinto painottuu muikkuun ja erityisesti sen ensimmäisen vuoden poikasiin muikkukannan ollessa runsas (Vuorimies 1989). Kun ravintoa (muikku, reeska) on tarjolla niukasti, kilpailu järvitaimenen ja nieriän välillä on voimakas. Nieriä voi siirtyä pohjaeläinravintoon, jolloin se kilpailee samoista ravintovaroista pohjasiian kanssa. Harmaanieriän ravinto poikkeaa taimenen ja nieriän ravinnosta. Sen ravintovalikoimaan kuuluvat muikku- ja reeskakadon aikana pienet nieriät, mateet ja taimenet.

Muikun asema avainlajina korostuu isonieriän, taimenen ja pohjasiian välisissä suhteissa. Kun muikkua on runsaasti, pääsevät isonieriä (ja paltsarautukin) ja taimen siirtymään luontevasti pohjaravinnosta kalaravintoon, jolloin kilpailu pohjasiian kanssa jää vähäisemmäksi kuin muikkukadon aikana. Toisaalta runsas muikkukanta voi vaikuttaa pohjasiikakantaan pikkupoikasvaiheen kilpailun kautta.

9.4.4 Muikku Inarijärven avainlajina

Inarijärvellä muikku näyttäisi vaikuttavan erittäin keskeisesti petokalojen saalistuksen voimakkuuteen ja kohdentumiseen sekä toisaalta ravintokilpailun voimakkuuteen. 1970 - 1980-luvuilla Inarijärvellä yleistynyttä muikkua voidaan hyvällä syyllä kutsua nykyisin Inarijärven avainlajiksi ja muikkukannan vaihtelua Inarijärven ekosysteemin avainprosessiksi.

Muikku on sekä poikasvaiheessaan että aikuisvaiheessaan verrattain voimakas ravintokilpailija. Tästä osoituksena ovat tulokset mm. Oulujärveltä siian ja muikun voimakkaasta vuorovaikutuksesta (Salojärvi 1991). Muikun voimakkuus ravintokilpailussa näyttäisi johtuvan sen kyvystä suodattaa vedestä ravinnokseen eläinplanktonia tehokkaammin verrattuna reeskaan tai muihin Inarijärven kalalajeihin. Tästä osoituksena on sen korkea siivilähammaslukumäärä ja pisimmän siivilähampaan suuri pituus, joiden on todettu ainakin siioilla korreloivan käytetyn ravintotyypin kanssa (Kliewer 1970).

Muikkukannan voimakkaat vaihtelut luovat järveen rytmin, johon petokalojen ja muiden lajien on osaltaan sopeuduttava. Samalla kannanvaihtelut luovat varsin epävakaan tilanteen yhteisössä ja muikkukannan romahtaessa kalayhteisössä tapahtuvat muutokset saattavat olla kauaskantoisia. Kun muikkukannassa

tapahtuu muutoksia, muuttuu myös petokalojen saalistuspaine, jolla puolestaan on vaikutuksia muikun ohella muidenkin lajien kantoihin ja niiden välisiin kilpailusuhteisiin. Poikasvaiheen lämpöolosuhteita, ravintotilannetta ja saalistuspainetta pidetään merkittävimpinä muikkukannan vaihtelua aiheuttavina tekijöinä (Auvinen 1994, Helminen ym. 1993, Helminen ja Sarvala 1994).

Inarijärvellä petokalojen kasvu on hyvin riippuvainen muikun määrästä (Ahonen ja Jääskö 1994). Muikkukannan ollessa runsas petokalojen kalaravinnosta pääosa on muikkua ja erityisesti kesänvanhoja poikasia (Vuorimies 1989).

9.5 Kalakantojen hoitomalli

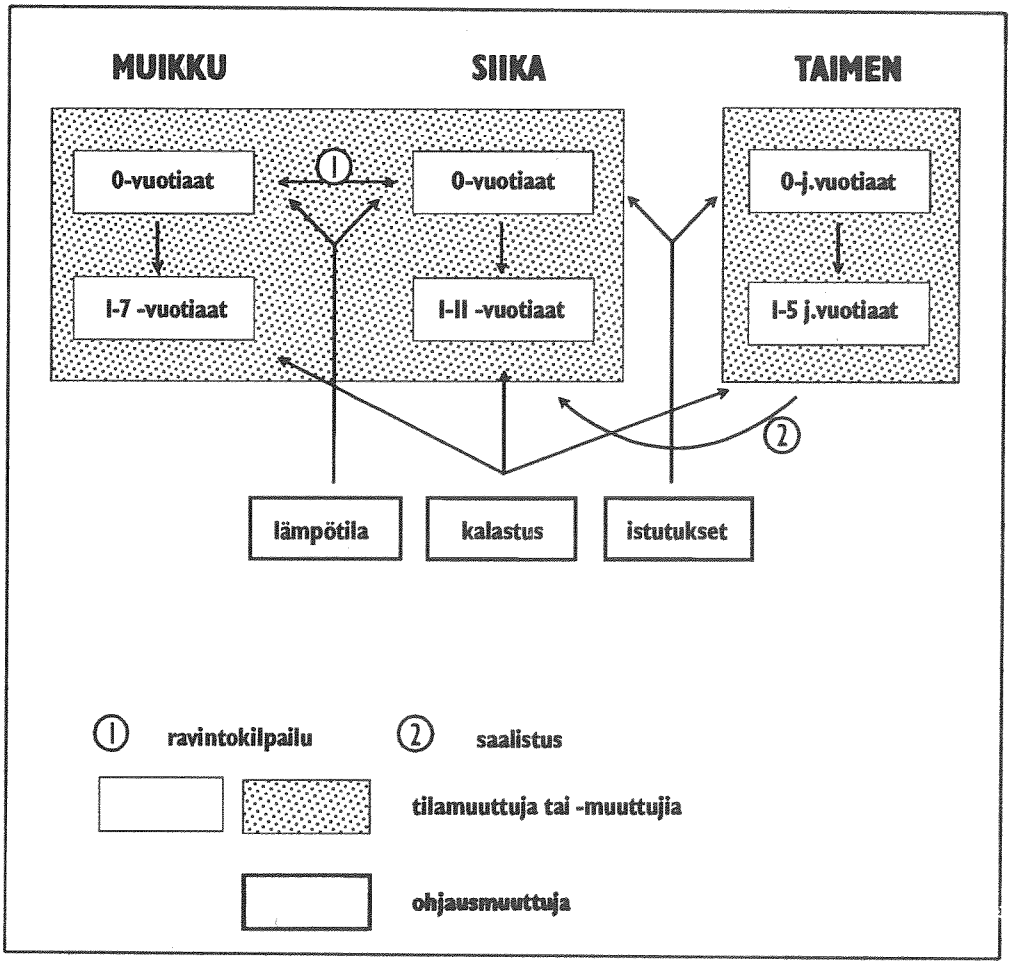
9.5.1 Mallin kuvaus

Tässä tutkimuksessa kehitetyllä (Marttunen ja Kylmälä 1997) kalakantojen hoitomallilla tarkoitetaan empiirisiin ja loogisiin riippuvuuksiin perustuvaa kalojen välisiä vuorovaikutuksia kuvaavaa mallia. Mallissa kuvataan kalojen lisääntyminen (emokanta-rekryyttiriippuvuus, istutukset), kuolevuus (predaatio, kalastus) ja kalojen kasvu (kuva 61). Mallilla voidaan kuvata enintään kolmen kalalajin sisäisiä ja niiden välisiä vuorovaikutuksia. Malli soveltuu parhaiten tarkasteluihin, joissa tutkittavan osasysteemin muodostaa yksi petokala ja kaksi planktonsyöjää. Malli on laadittu mahdollisimman yleiseksi eli kulloinkin tarkasteltavat kalalajit voidaan valita vapaasti. Mallin kehittäminen ja soveltaminen on tapahtunut Suomen ympäristökeskuksen, Teknillisen korkeakoulun sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen yhteistyönä.

Mallin perustan muodostaa virtuaalinen populaatioanalyysi (VPA) ja laskenta-askeleen pituus on puoli vuotta. Malli on toteutettu Excel-taulukkolaskentaohjelmalla ja siihen sisältyvällä Visual Basic-ohjelmointikielellä. Mallin soveltamisessa tarvittavat lähtötiedot voidaan jakaa kolmeen ryhmään: 1) Laskennassa käytettävät riippuvuussuhteet ja niihin liittyvät parametriarvot, 2) kalapopulaatiotiedot (kalojen lukumäärät sekä yksilöiden keskipainot) ensimmäisen laskentavuoden alussa ja 3) ohjausmuuttujia, kalastusta, istutuksia ja veden lämpötilaa koskevat tiedot kultakin tarkastelujakson vuodelta. Mallin soveltaminen on perustelluinta järvissä, joista on laadukas ja pitkäaikainen kalakanta-aineisto.

Mallin rajauksessa ja riippuvuussuhteiden muodon määrityksessä hyödynnettiin olemassaolevaa kala-aineistoa ja tutkimustuloksia. Lisäksi työn alkuvaiheessa tehtiin tilastollinen tarkastelu kalayhteisö- ja ympäristömuuttujien välisistä vuorovaikutuksista (Ahonen ja Jääskö 1994). Tilastollisesti merkittävimmät korrelaatiot olivat taimensaaliin ja taimenistutusten sekä taimensaaliin ja muikkukannan koon välillä. Yksivuotiaiden muikkujen määrän ja kuoriutumisvuotta edeltäneen kutukannan välillä oli selvä korrelaatio. Mitä suurempi kutukanta on ollut, sitä enemmän poikasia on syntynyt. Siian poikasten ensimmäisen kesän kasvun ja populaation koon välillä oli käänteinen korrelaatio.

Kalakantojen hoitomallin mahdollisia soveltamisalueita ovat istutusten vaikutusten ja tuloksellisuuden arviointi sekä tarkkailun ja tutkimuksen suunnittelu. Sitä voidaan hyödyntää myös kalantutkijoiden, viranomaisten ja kalastajien välisissä keskusteluissa kalastolle, kalastukselle ja kalakantojen hoidolle asetettavista tavoitteista sekä keinoista, joilla tavoitteet voidaan saavuttaa. Malli ei poista kalakantojen hoitoon ja tarkkailuun liittyviä ongelmia, mutta oikein käytettynä se voi olla erittäin hyödyllinen apuväline tutkijoille ja päätöksentekijöille.



Kuva 61. Mallissa tarkastellut vuorovaikutukset. Taimenella j-vuotiaat tarkoittaa järvessä vietettyjen vuosien lukumäärää.

9.5.2 Inarijärvi-tarkastelun tavoitteet

Kalakantojen hoitomallia on sovellettu Inarijärven kalaistutusten vaikutusten ja tuloksellisuuden arvioinnissa. Tarkasteltavina kalalajeina olivat taloudellisesti merkittävimmät taimen, pohjasiika ja muikku. Mallin kalibroinnissa käytetty aineisto on vuosilta 1986 - 1994. Laskentaesimerkeissä on käytetty tätä pidempääkin laskentajaksoa, koska laskennan aloitusvuoden arvot populaation koolle ja kalojen painolle vaikuttavat tuloksiin useita vuosia.

Inarin kalatalousjärjestelmässä tapahtui 1980-luvun loppupuolella useita voimakkaita muutoksia. Tärkeimpinä näistä voidaan pitää muikkukannan runsastumista, kalastuksen tehostumista ja voimakkaita petokalaistutuksia. Näillä muutoksilla on ollut osaksi samansuuntaisia ja osaksi vastakkaisia vaikutuksia kalayhteisössä. Muutokset ovat tapahtuneet samanaikaisesti ja sen vuoksi yksittäisen tekijän vaikutusten erittely kalayhteisössä havaitusta kokonaismuutoksesta on hyvin vaikeaa. Kalakantojen hoitomallia on sovellettu näiden tekijöiden vaikutusten erittelyyn.

Mallitarkastelulla haluttiin saada vastaus mm. seuraaviin kysymyksiin:

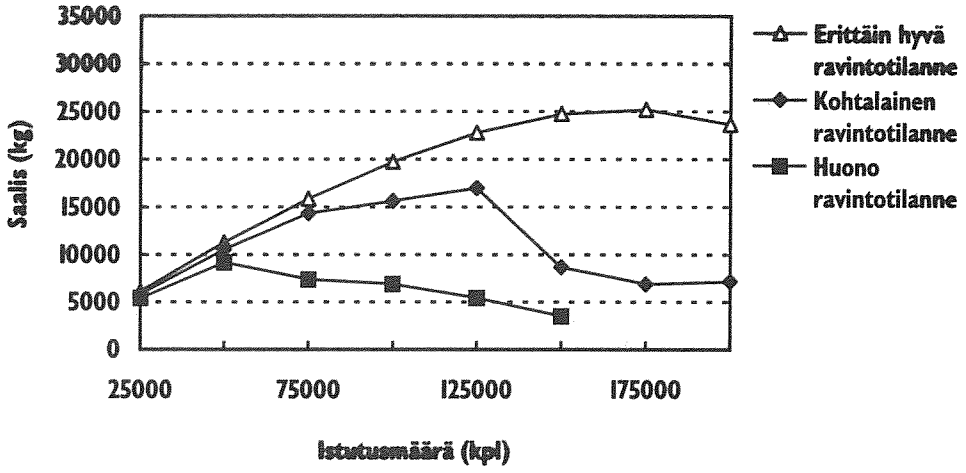
1. Mitkä ovat olleet siika- ja taimenistutusten vaikutukset?
2. Kuinka tuloksellisia istutukset ovat olleet?

3. Kuinka istutukset olisi tulevaisuudessa toteutettava, jotta ne tuottaisivat mahdollisimman suuren hyödyn?
4. Mitkä tekijät ovat vaikuttaneet muikkukannan romahtamiseen 1990-luvulla?

9.5.3 Taimen- ja pohjasiikaistutusten vaikutukset ja tuloksellisuus mallitarkastelun perusteella

Taimen

Mallitarkastelun tulokset osoittavat selkeästi, että taimenistutusten tuloksellisuus on erittäin vahvasti sidoksissa kalakantojen tilaan. Hyvässä ravintotilanteessa istutusten tuottamat saaliit ovat huomattavasti korkeammat ja suurimmat saaliit saadaan selvästi suuremmilla istutusmäärillä kuin huonossa ravintotilanteessa (kuva 62). Mallitarkastelun perusteella paras tuotto saadaan huonossa ravintotilanteessa noin puolta pienemmillä istutusmäärillä kuin hyvässä ravintotilanteessa. Suurimmat taimensaaliit saadaan heikossa ravintotilanteessa noin 50 000 istukkaalla ja erittäin hyvässä ravintotilanteessa noin 100 000 - 150 000 taimenen vuotuisilla istutuksilla.



Kuva 62. Taimensaaliin ja taimenistutusten välinen riippuvuus erilaisissa ravintotilanteissa.

Taimenistutusten kasvaessa muikkusaaliit alenevat lähes samassa prosentuaalisessa suhteessa kuin istutukset lisääntyvät. Muikkukannan ja -saaliin lasku 1990-luvulla olisi ollut loivempi, jos muikun kalastusteho ja taimenistutukset olisivat olleet 1980-luvun lopussa alhaisempia. Taimenistutusten vähentäminen nykyisestä tasosta lieventäisi muikkukantaan kohdistuvaa predaatiopainetta ja edellytykset muikkukannan vahvistumiselle paranisivat.

Muikkukannan romahdukseen 1990-luvulla voi mallitarkastelun perusteella olla syynä sekä muikun voimakas kalastus että liian suuret petokalaistutukset. Kalastus kohdistuu voimakkaimmin yli 1-vuotiaisiin muikkuihin ja predaatio puolestaan 1-kesäisiin. Tehokkaalla muikun pyynnillä on ollut vaikutusta muikkukannan romahtamiseen, koska emokannan koolla ja syntyvän poikasvuosiluokan välillä näyttäisi olevan positiivinen korrelaatio. Predaatiopaineella on välittömien vaikutusten lisäksi myös välillisiä vaikutuksia muikkuun. Se voi vaikuttaa esimerkiksi muikun habitaatinvalintaan ja sitä kautta myös muikun kasvuun.

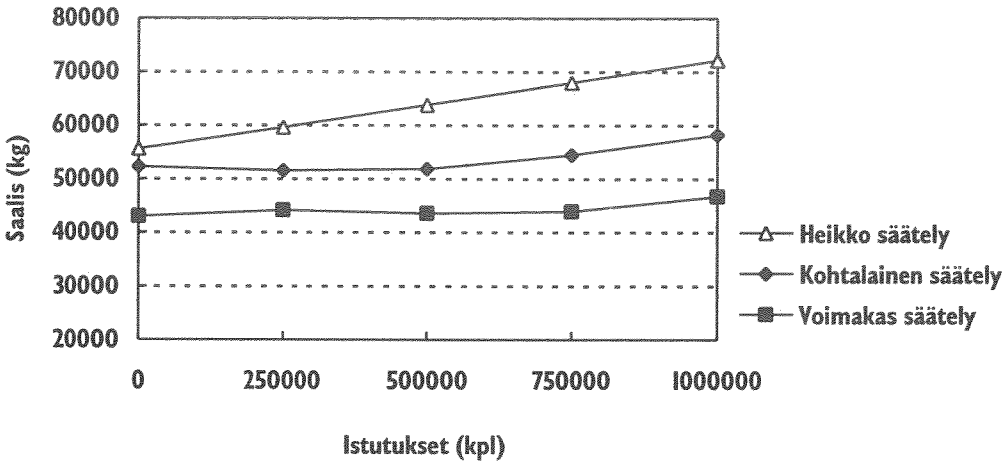
Suurimpien istutusten (enimmillään istutukset olivat 270 000 taimenta vuodessa) aikaan 1980-luvun lopussa muikkukanta oli vahva ja taimenistutusten tuotto oli siksi kohtuullinen. Tuolloin tehdyt suuret istutusmäärät ovat mallitarkastelun perusteella kuitenkin pienentäneet muikkukantaa ja siten mahdollisesti vaikuttaneet muikkukannan romahtamiseen 1990-luvulla.

Taimenpredaatio vaikuttaa syntyvään muikkuvuosiluokkaan kahdella tavalla. Ensinnäkin taimen saalistaa muikun poikasia ja toiseksi taimenen predaatiolla on emokannan kokoa pienentävä vaikutus. Emokannan pienenemisellä on puolestaan vaikutusta muikun mädin ja kuoriutuvien poikasten määrään ja niiden kuolleisuuteen. 1990-luvulla emokanta on ollut harva ja edellytykset hyvän vuosiluokan syntymiselle ovat olleet varsin huonot. Emokannan vahvistuminen lisäisi siten mahdollisuuksia hyvän vuosiluokan syntymiseen.

Taimenpredaation suuruuteen voidaan vaikuttaa istutusmäärän lisäksi istukkaiden koolla. Istutusten vaikutuksia ravintokalakantoihin ei voida kuitenkaan arvioida ellei käytettävissä ole tietoja eri kokoisten taimenten teoreettisesta ravinnonkulutuksesta ja ravinnon laadusta. Taimenten ravintotutkimuksilla ja bioenergeettistä mallia soveltamalla voitaisiin laskea eri kokoisten istukkaiden teoreettinen predaatiopaine erilaisissa istutusvaihtoehdoissa. Tämä tieto on velvoiteistutuksia kehitettäessä ensiarvoisen tärkeä.

Pohjasiika

Siikaistukkaiden vaikutus siikakantaan ja muihin kalalajeihin riippuu erityisesti siikakannan sisäisen säätelyn voimakkuudesta. Jos siikakannan sisäinen säätely on voimakasta, istutukset eivät juuri lisää siikasaaliita. Säätelyn ollessa heikkoa istutusten tuloksellisuus paranee, mutta jää mallitarkastelun perusteella silti varsin alhaiseksi, noin 20 - 30 kg/1 000 istukasta (kuva 63). Liian suuret istutusmäärät voivat johtaa siikojen kasvun heikkenemiseen ja siikakannan kääpiöitymiseen. Tästä löytyy Suomesta lukuisia esimerkkejä (Salojärvi 1992).



Kuva 63. *Siikaistutusten vaikutukset siikasaaliisiin erilaisilla siikakannan sisäisen säätelyn voimakkuuksilla. Säätelyn ollessa heikkoa siikojen kasvu ja lisääntyminen eivät juuri riipu kannan tiheydestä. Säätelyn ollessa voimakasta siikojen kasvu ja lisääntyminen heikkenevät kannan tiheyden kasvaessa.*

Onko Inarijärven siikakannan sisäisen säätelyn voimakkuus voimakasta, kohtalaista vai heikkoa? Siika-aineisto viittaisi siihen, että 1980-luvulla siikakannan sisäinen säätely on ollut voimakasta. 1990-luvulle tultaessa siikakanta on harven-

tunut ja kannan sisäinen säätely on heikentynyt ainakin kasvun osalta. Lisääntymisen osalta säätelyn voimakkuutta on vaikea arvioida.

Siikaistutusten tuloksellisuuden osalta mallilla tehdyt laskelmat antoivat samansuuntaisia tuloksia kuin Inarin pohjasiian kuonomerkintöjen tulokset (Ahonen ym. 1996). Kuonomerkintätutkimuksen mukaan vuosien 1981 - 1986 siikaistutuksista saatiin saalista vuosina 1987 - 1992 alle 30 kg/1 000 istukasta. Tämä on erittäin vähän verrattuna muihin suomalaisiin järviin, joissa tuloksellisuus oli keskimäärin 55 - 60 kg/1 000 istukasta (Salojärvi 1992). Salojärven (1992) suosituksen mukaan istutusten ja kalastusponnistuksen pitäisi olla sellaisessa suhteessa, että tuotto 1 000 istukasta kohti olisi noin 75 - 150 kg. Inarijärvellä näin korkean tuloksellisuuden saavuttaminen ei ilmeisesti ole mahdollista johtuen luonnonvaraisen lisääntymisen tehokkuudesta, suhteellisen heikosta kalastuksesta ja kasvusta.

Mallitarkastelun tulosten perusteella Salosen ym. (1996) esittämä suositus 500 000 siianpoikasen vuotuisista istutuksista tuntuu perustellulta. Erityisesti kohtalaisen ja voimakkaan säätelyn vallitessa istutusmäärät voisivat mallitarkastelun perusteella olla jopa tätä pienemmät ilman, että siikasaalis juuri alenee. Kohtuullisia siikaistutuksia voidaan perustella sillä, että ne voivat tasata siian luontaisessa lisääntymisessä esiintyvää vaihtelua (Salonen ym. 1996).

Johtopäätökset

Mallitarkastelu vahvisti käsitystä, että Inarijärven kalatalousvelvoitteen taso on liian korkea ottaen huomioon Inarijärven kalantuotantopotentiaali ja kalastuksen voimakkuus. Ongelmat kärjistyvät erityisesti tilanteessa, jossa petokalojen ravintotilanne on huono. Velvoitteen hoitaminen taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävällä tavalla erilaisissa kalaston ja kalastuksen tiloissa edellyttää suuria muutoksia Inarijärven velvoitehoidossa. Inarin ja sen sivuvesistöjen istutusvelvoitteiden yhdistäminen ja siirtyminen sopeutuvaan velvoitehoitoon, jossa istutuksista päätettäessä otetaan huomioon kalaston ja kalastuksen tila, parantaisivat tilannetta. Varsinkin petokalojen ravintotilanteen ollessa huono ja siian ammattimaisen kalastuksen mahdollisesti edelleen vähentyessä tarvitaan voimakkaampia toimenpiteitä istutusten määrän pienentämiseksi.

Malli on yksinkertaistettu kuvaus Inarijärven kalayhteisöstä ja siihen vaikuttavista tekijöistä ja mallin kuvauksiin liittyy epävarmuutta. Mallilla lasketuihin tuloksiin tulee siis suhtautua kriittisesti. Koska mallin riippuvuussuhteiden määrittäminen perustuu olemassaolevaan aineistoon, on aineiston laadulla ja aikasarjojen pituudella suuri vaikutus mallikuvausten oikeellisuuteen. Mallin kuvauksiin ja parametriarvoihin liittyvien epävarmuuksien vuoksi mallia sovellettaessa tulee esimerkiksi istutusten tuloksellisuutta koskevat laskelmat tehdä useilla erilaisilla parametrien arvoilla. Tällä tavoin voidaan varmentaa tehtyjen johtopäätösten luotettavuutta. Luottamusta mallilla saatuihin tuloksiin lisää se, että mallin tulokset ovat järkeviä ja sopusoinnussa aikaisempien tutkimustulosten ja asiantuntijoiden käsitysten kanssa.

Mallitarkastelun tuloksia on hyödynnetty Inarijärven kalataloudellisen velvoitehoidon kehittämiskeskusteluissa vuosina 1995 - 1996. Ne ovat osaltaan vaikuttaneet siihen, että Inarijärveen istutettavien taimenten ja siikojen määrää pyritään vähentämään. Mallitarkastelu on myös selvästi muuttanut istutusten toteutukseen liittyvää päätöksentekoa kokonaisvaltaisempaan suuntaan. Istutuksista päätettäessä ei voida etsiä kullekin lajille optimi-istutusmäärää, vaan velvoitetta ja sen toteutusta on tarkasteltava kokonaisuutena. Säännöstelyvelvoitteeseen korkeimman hallinto-oikeuden päätöksen mukaan istutettavia lajeja ja niiden kokoja voidaan muuttaa, mutta toimenpiteiden rahallisen arvon on säilyttävä muuttumattomana. Siikavelvoitteen pienentäminen ei ole mallitarkastelun perusteella järke-

vää silloin, kun se merkitsee petokalaistutusten lisäämistä, koska petokalojen istutusmäärän lisäämisen kielteiset vaikutukset kalayhteisössä ovat suuremmat kuin siikaistutusten.

Koska mallin soveltamisesta saadut kokemukset ovat olleet pääosin myönteisiä ja koska sen tuloksilla on suuri käyttöarvo kalataloudellisen hoidon ohjauksessa, tulisi mallia jatkossakin hyödyntää Inarijärven kalataloudellisen velvoitehoidon ja -tarkkailun ohjauksessa. Kokemusten karttuessa ja aikasarjojen pidentyessä voidaan mallin kuvauksia täsmentää ja kehittää. Mallin kehittämistä ja soveltamista voidaankin pitää jatkuvana prosessina.

9.6 Kalojen vaellus Inarijärvestä Paatsjokeen

Velvoiteistutusten kohteina olevien säännösteltyjen järvien luusuoihin on eri yhteyksissä vaadittu rakennettavaksi vaellusesteitä, jotta istutetut kalat eivät pääsisi vaeltamaan pois istutusjärvistä. Vesi- ja ympäristöhallituksen (nyk. Suomen ympäristökeskus) tilauksesta Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksessa on laadittu tutkimusohjelma, jonka tavoitteena on selvittää säännösteltyihin järviin istutettujen kalojen alasvaelluksen määrää ja kalataloudellista merkitystä. Tähän tarkoitukseen Lapin vesi- ja ympäristöpiirille (nyk. Lapin ympäristökeskus) hankittiin jokiolosuhteisiin kehitetty kaikuluotauslaitteisto. Tutkimusohjelmaan liittyvä tutkimus Oulujärveen istutettujen kalojen alasvaelluksesta valmistui keväällä 1992.

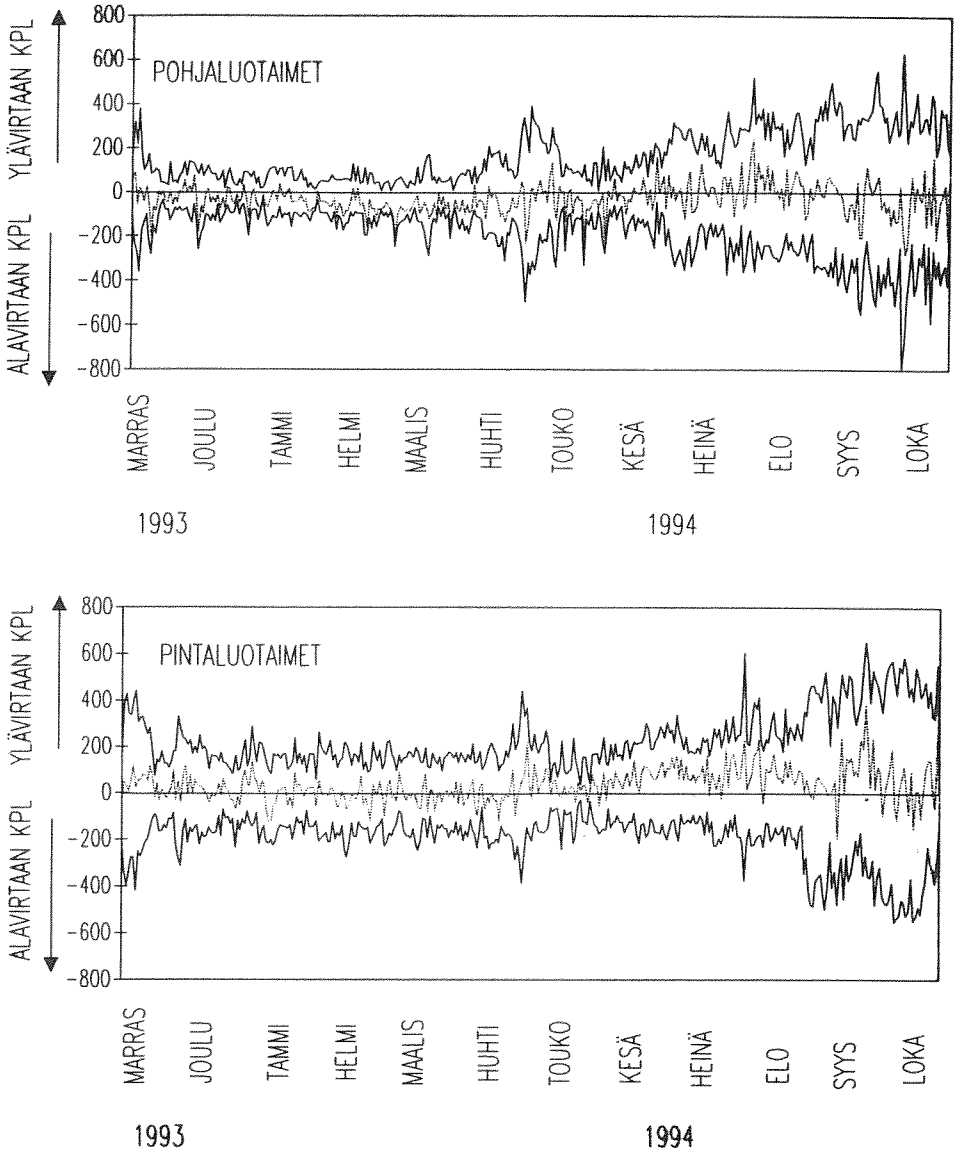
Tutkimus Inarijärveen istutettujen kalojen alasvaelluksen laajuuden ja kalataloudellisen merkityksen selvittämiseksi aloitettiin syksyllä 1992. Tutkimusalueeksi valittiin Paatsjoen Suomen puoleinen osa ja sitä edeltävä Paatsvuono. Koekalastus keskittyi kaikuluotainlinjojen läheisyyteen, 50 - 1 000 metriä näiden yläpuolelle. Aineiston keruu aloitettiin marraskuussa 1993 ja sitä jatkettiin vuoden 1994 lokakuuhun saakka. Laitteiston avulla selvitettiin joessa vaeltavien kalojen määrä, koko sekä uintisuunta. Kalakaikuluotauksia täydennettiin koekalastuksin, sillä kaikuluotauksen tuloksista ei voida erotella eri lajeja, vaikka kalojen kokoluokat saadaankin selville. Luotausalueen läheisyydessä koekalastuksissa käytettiin koeverkkoja, rysiä ja kurenuottaa. Lisäksi sekä istutettavia että joesta pyydystettyjä kaloja merkittiin polttomerkinnöillä ja ruiskuvärjäyksellä. Yhdistämällä koekalastustulokset kaikuluotaustuloksiin arvioitiin eri lajien vaeltavien yksilöiden kokonaismääriä, vaelluksiin vaikuttavia ympäristötekijöitä sekä vaellusten kalataloudellista merkitystä.

Kaikuluotauslaitteiston asennuksesta, säädöistä ja kalibroinnista vastasi Echo Research Oy. Menetelmä perustuu hydroakustiseen mittausjärjestelmään RSS (River Sonar Station) 320, joka oli suunniteltu kalojen vaelluskäyttäytymisen tutkimiseen matalissa jokiolosuhteissa. Järjestelmän akustiikka perustuu kiinteisiin, vakiomallisiin 192 kHz:n kaikuluotainyksiköihin. Tähän oli liittyneenä Echo Research Oy:n kehittämä sovellus tiedontallennus- ja käsittelytekniikkaa. Tutkimusta varten Paatsjokeen (noin 400 metriä valtakunnan rajasta ylävirtaan) asennettiin kaksi joen poikki kulkevaa kaikuluotainlinjaa, joissa oli yhteensä 40 kaikuluotainyksikköä. Näistä 24 kappaletta kiinnitettiin joen poikki menevään "vastuupuomi" -siltaan, jolloin niiden lähettämät ääniaallot suunnattiin joen pohjaan. Siltaan kiinnitetyistä pintaluotaimista noin 20 metrin päähän alavirtaan ankkuroitiin joen pohjaan 16 pohjaluotainta, joiden ääniaallot suunnattiin pintaan.

Pohjaluotaimien antamien kalakaikujen mukaan arvioitiin koko kaikuluotausjaksolla liikkuneen yhteensä noin 128 400 kalaa, joista alavirtaan ui 69 300 kalaa (54 %) ja ylävirtaan 59 100 kalaa (46 %). Pintaluotaimin arvioitiin kaikuluotausjaksolta yhteensä 152 500 kalaa, joista alavirtaan ui 70 100 kalaa (46 %) ja ylävirtaan 82 400 kalaa (54 %). Näissä luvuissa ei ole mukana ranta-alueita. Pohjaluotainlinjan laitimmaisten luotainten mukaan ranta-alueilla kaikuluotausjaksolla arvioitiin

yhteensä 24 800 kalaa, josta alavirtaan ui 11 300 kalaa ja ylävirtaan 13 500 kalaa. Vastaavasti pintaluotauslinjan laitimmaisten luotaimien mukaan arvioitiin luotausjaksolla yhteensä 35 900 kalaa, joista alavirtaan ui 15 100 kalaa ja ylävirtaan 20 800 kalaa. On kuitenkin otettava huomioon, että laitimmaisten luotainten kaikukeilojen peittoalue on mataluuden vuoksi hyvin pieni (alle 3 % ranta-alueen poikkileikkauksesta) ja lisäksi veden pinnan vaihtelun vuoksi (alhaisimmillaan syvyys vain noin 1 metri) luotaimien antama tieto kalojen lukumääristä ei ole niin luotettavaa kuin syvempään veteen asennettujen luotainten.

Vaellusten ajoittumisesta luotaintulosten perusteella voidaan havaita, että talvijaksolla (marraskuu-maaliskuu) sekä pohjaluotainten että pintaluotainten mukaan vaellusmäärät ovat suhteellisen vähäisiä (kuva 64). Keväällä huhti-toukokuussa vaellusten määrä selvästi lisääntyi laskien jälleen kesäkuussa. Tämän jälkeen kalojen liikkeet molempien kaikuluotauslinjojen mukaan alkoivat nousta vaellusmäärien ollessa suurimmillaan syys-lokakuussa. Kokonaisuudessaan voidaan sanoa, että sekä luotauslinjoilla arvioidut kalamäärät että arvioiduissa kalamäärissä tapahtuneet muutokset kaikuluotausjaksolla olivat huomattavasti pienempiä kuin vastaavalla laitteistolla tehdyssä tutkimuksessa Oulujoella vuosina 1990 - 1991.

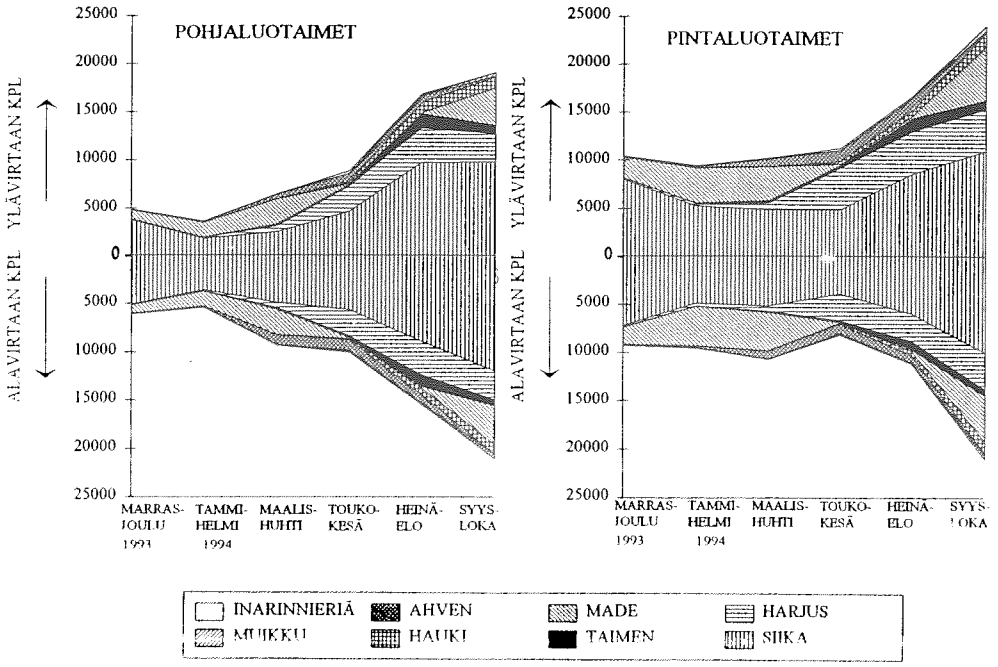


Kuva 64. *Kaikuluotauslinjojen kalakaikujen perusteella arvioidut ylä- ja alavirtaan uineet kalamäärät 12.11.1993 - 24.10.1994. Katkoviiva kuvaa ylä- tai alavirtaan uineiden kalojen erotusta (ylävirtaan vaeltaneet-alavirtaan vaeltaneet).*

Siika muodosti molemmilla kaikuluotauslinjoilla yli puolet arvioiduista kalamääristä (kuva 65). Lajikohtaisten arvioiden mukaan siikojen alavirtaan vaelluksen maksimimäärä oli suurin n. 40 000 yksilöä. Tästä pohjasiikojen osuus oli n. 45 %. Tämä oli n. 1,4 % Inarijärven yli 3-vuotiaiden pohjasiikojen määrästä. Joessa vaeltaneista taimenista osa oli luonnonkaloja, osa istutettuja taimenia. Alavirtaan vaeltaneiden istutettujen taimenten maksimimäärä n. 1 500 oli alle 1,5 % vuonna 1994 Inarijärveen istutettujen taimenten määrästä. Siian ja taimenen lisäksi Paatsjoessa tavattiin Inarijärvessä esiintyneistä kalalajeista kaikkia muita paitsi kirjolohta. Sekä vaeltaneiden kalojen lukumäärän että lajijakauman perusteella vaellusten merkitys Inarijärven kalataloudelle oli vähäinen.

Ympäristötekijöistä lämpötilalla oli suurin vaikutus havaittuihin kalamääriin. Arvioidut kalamäärät olivat suurimmillaan ilman lämpötilan ollessa 0 °C molemmin puolin. Lämpötilan kasvaessa ylävirtaan vaeltaneiden kalojen vaellus näytti lisääntyvän.

Tulosten perusteella kalojen vaellusten estämiseen ei ole kalataloudellisia perusteita. Paatsjoessa vapaan jokialueen kalatuotannolla voi olla myös positiivinen vaikutus Inarijärven kalataloudelle.



Kuva 65. *Eri lajien vaellusten ajoittuminen tutkimusjakson aikana. Arvio on laskettu kaikuluotaus- ja koekalastusaineistojen kahden kuukauden jaksojen tulosten perusteella.*

9.7 Sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelma

Osana vuosien 1996 - 2000 velvoiteistutusten suunnittelua on laadittu sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelma (Ahonen ja Heinimaa 1996). Siinä on velvoitetarkkailun tuloksiin, muuhun kalabiologiseen tietämykseen ja eri käyttäjätahojen toiveisiin ja tavoitteisiin perustuen esitetty, millä tavoin Inarijärven ja sen sivuvesistöjen velvoiteistutukset tulisi suunnitella ja toteuttaa, jotta niistä saataisiin mahdollisimman hyvä tulos. Sopeutuvalla velvoitehoidolla tarkoitetaan velvoitehoitoa,

jossa istutuspäätöstä tehtäessä otetaan huomioon kalaston ja kalastuksen tila ja niille asetetut tavoitteet. Esimerkkinä tästä on petokalaistutusten (esim. taimen) vähentäminen tai kookkaampien petokalojen käyttö tilanteessa, jolloin niiden tärkeimmän saalislajin (esim. muikku) kannat ovat alhaiset. Haasteena on myöskin ammatti- ja virkistyskalastuksen etujen yhteensovittaminen hoidon suunnittelussa.

Lähtökohdan sopeutuvan velvoitehoidon suunnittelulle muodostavat velvoitehoidon nykyiset ongelmat, jotka voidaan tiivistää seuraavasti:

1. Siialla suurin ongelma on istutusten mitoitus siten, että istutukset eivät ole liian suuret siikakannan tilaan ja kalastuksen voimakkuuteen nähden. Liian suurilla istutuksilla aiheutetaan siikojen kasvun heikentymistä ja taloudellisten voimavarojen tuhlausta. Todennäköisesti tiheä siikakanta myös hidastaa muikun elpymistä (poikaspredaatio). Toisaalta, koska neljäsosa siikasaaliista on peräisin istutuksista, on mahdollista, että liian pienet istutusmäärät voivat alentaa saalista nykyisestä.
2. Järvitaimenen, järvilohen ja nieriän istutustulos riippuu niiden ravintotilanteesta järvessä eli lähinnä muikku- ja reeskakantojen tilasta. Muikku- ja reeskakadon aikana 2 - 3-vuotiailla poikasilla tehtävien järvi-istutusten tulos on huono ja suuria istutuksia voidaan tällaisessa tilanteessa pitää ekologisesti ja taloudellisesti kestämättöminä. Vaelluskalojen, kuten järvitaimenen, elinkiertoon kuuluu sekä joki- että järvivaihe. Velvoitealue, joka sisältää vain toisen näistä elementeistä, ei anna mahdollisuutta vaelluskalakantojen luonnonmukaiseen hoitoon. Inarijärven ja sen sivuvesistöjen erilliset velvoitteet aiheuttavat sen, että velvoitehoitoa ei voida joustavasti kohdistaa sinne, missä istutuksista saatava hyöty kulloinkin vallitsevan tilanteen mukaan olisi todennäköisesti suurin.

Sopeutuvan velvoitehoidon keskeiset periaatteet Inarijärven ja sen sivuvesistöjen osalta ovat seuraavat :

1. Kaloja istutetaan vuosittain velvoitepäätösten rahallista arvoa vastaavasti, mutta niin, että istukkaiden ikää ja kokoa voidaan muuttaa istutusvesistöjen tilan edellyttämiksi. Eri ikäisten ja kokoisten poikasten määrät muunnetaan sovituilla tavoilla, poikasten arvoon perustuen, vastaamaan velvoitepäätöksissä mainittuja.
2. Inarijärven ja sen sivuvesistövelvoitteen alue yhdistetään yhdeksi velvoitealueeksi, mikä mahdollistaa erityisesti vaeltavien järvitaimenkantojen järkevän hoidon. Velvoitteiden yhdistäminen poistaisi tämän ongelman. Silloin, kun Inarijärvessä ei ole tarpeeksi ravintoa petokalaistukkaille, voitaisiin osa järvitaimenvelvoitteesta istuttaa jokipoikasikäisinä jokien poikastuotantoalueille, jotka kutukalojen vähäisyyden vuoksi ovat nykyisin vajaakäytössä (ks. Sarjamo ym. 1989). Tämä olisi paras tapa leimauttaa poikaset jokiin ja näin edistää luontaista lisääntymistä.
3. Istutusvesistöjen tilan (= kalaston ja kalastuksen rakenne) seuranta kuuluu velvoitteen tarkkailulle, joka vuosittain antaa suositukset seuraavien vuosien istutuksista. Suositusten suunnittelussa tehdään yhteistyötä kalanviljelyn, Ylä-Lapin luonnonhoitoalueen, Inarin kunnan kalatalousprojektin, ammattikalastajien ja kalastuskuntien kanssa. Velvoitteen valvojan lisäksi vuotuisista istutussuunnitelmista antaa lausunnon paikallinen elin (esim. MH:n Inarin kalatalousneuvottelukunta).

Laaditussa sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelmassa (Ahonen ja Heinimaa 1996) on esitetty lajeittain istutusmäärät ja koot, joita noudatetaan erilaisissa kalakantojen ja kalastuksen tilanteissa. Sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelmassa esitettyjä periaatteita on otettu huomioon jo vuosien 1996 - 2000 istutussuunnitelman valmistelussa. Kaikkia esitettyjä periaatteita ei kuitenkaan voida vielä noudattaa. Esimerkiksi Inarijärven ja sen sivuvesien velvoitteiden yhdistäminen vaatii mahdollisesti vesioikeuskäsittelyn.

10 Säännöstelyn kehittäminen

Mika Marttunen[1], Seppo Hellsten[2], Erkki Järvinen[1], Helge Huru[3]

[1] Suomen ympäristökeskus
[2] VTT Yhdyskuntatekniikka
[3] Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernavdelingen

Tässä luvussa esitetään tutkimuksessa vertaillut säännöstelykäytännöt, vaikutusten arvioinnin ja vertailun tulokset sekä arvioinnin perusteella tehdyt johtopäätökset Inarijärven säännöstelyn kehittämistarpeista ja -mahdollisuuksista. Inarijärven vedenkorkeuden säännöstelyn vaikutuksia on kuvattu luvuissa 4 ja 8.

10.1 Säännöstelykäytäntöjen vertailu

Inarijärven säännöstelykäytäntöjen vertailussa voidaan erottaa seuraavat vaiheet:
1. tarkasteltavien säännöstelykäytäntöjen määrittely,
2. muuttujien ja mittarien määrittäminen vaikutusten arvioinnissa,
3. vaikutusten arviointi ja
4. vaihtoehtojen vertailu.

10.1.1 Vertaillut säännöstelykäytännöt

Tutkimuksessa arvioitiin viiden erilaisen säännöstelykäytännön vedenkorkeuksien ja virtaamien vaikutuksia Inarijärven ekosysteemiin ja käyttöön sekä Paatsjoen voimatalouteen. Säännöstelykäytännöt valittiin siten, että tarkastelussa oli vaikutuksiltaan selvästi toisistaan poikkeavia vaihtoehtoja. Tarkoituksena oli selvittää tarkasteluun valittujen muuttujien herkkyyttä vedenkorkeus- ja virtaamamuutoksille vertailemalla erilaisia säännöstelykäytäntöjä ja niiden vaikutuksia toisiinsa. Kaikkien tässä tarkasteltujen säännöstelykäytännön vaihtoehtojen toteuttaminen ei ole mahdollista suurten taloudellisten, ekologisten tai sosiaalisten haittavaikutusten takia.

Vertaillut säännöstelykäytännön vaihtoehdot nimettiin seuraavasti:
- luonnonmukainen säännöstely (LUON),
- toteutunut säännöstely (TOTE),
- ekologinen säännöstely, jossa tarkasteltiin kahta erilaista vaihtoehtoa: EKO1 ja EKO2 ja
- voimataloussäännöstely (VOIM).

Luonnonmukainen säännöstelykäytäntö otettiin mukaan tarkasteluun, koska se on mielenkiintoinen vertailukohde mm. eräiden ekologisten ja taloudellisten tekijöiden vaikutusten arvioinnissa. Siinä juoksutukset Paatsjokeen ovat luonnonmukaisen purkautumiskäyrän mukaisia ja vedenkorkeuden vaihtelu noudattaa luonnontilaista vaihtelua.

Tarkasteltu toteutunut säännöstely ei ole sama kuin nykyinen säännöstelykäytäntö, sillä esimerkiksi tulovirtaamien ennustemallit ja laskentatekniikat ovat kehittyneet ja arvostukset muuttuneet vuosikymmenien kuluessa. Säännöstelykäytännön muuttumisella on ollut vaikutusta erityisesti kesäaikaisten matalimpien vedenkorkeuksien nousuun verrattuna 1960- ja 1970-lukujen tilanteisiin. Nykyisin hyvin matalia kesäaikaisia vedenkorkeuksia pyritään välttämään.

Ekologinen säännöstely -termiä on käytetty viime vuosina useiden säännöstelytutkimusten yhteydessä (esim. Hellsten 1991, Kaatra ja Marttunen 1993, Hellsten ym. 1996). Käsite syntyi 1980-luvulla Kainuun säännöstellyillä järvillä tehdyn ECOREGU-tutkimuksen tuloksena. Ekologisella säännöstelykäytännöllä tarkoitetaan vesistön säännöstelemistä siten, että sillä turvataan ympäristön ekologinen toimivuus. Käytännössä pyritään vahvistamaan ja ylläpitämään niitä prosesseja, jotka myös luonnontilaisessa ympäristössä mahdollistavat monipuolisen, vakaan ja tuottavan ekosysteemin kehittymisen (Riihimäki ja Hellsten 1996). Vesiluonnon lisäksi ekologisessa säännöstelyssä otetaan huomioon myös vesistön käyttöön, esimerkiksi virkistyskäyttöön, tulvasuojeluun ja vesivoimantuotantoon, liittyviä tavoitteita.

Voimataloussäännöstelyssä Inarijärven säännöstely pyrittiin toteuttamaan mahdollisimman paljon alkuperäisen säännöstelypäätöksen periaatteitten mukaan eli siinä pyrittiin maksimoimaan Paatsjoen vesivoimantuotanto käyttämällä Inarijärven varastotilavuutta mahdollisimman tehokkaasti välttämällä ohijuoksutuksia ja lisäämällä talviaikaisia juoksutuksia.

10.1.2 Inarijärven ekologinen säännöstelykäytäntö

Säännöstelyn vaikutukset riippuvat vedenkorkeuden vaihtelun voimakkuuden lisäksi tarkasteltavan järven ominaispiirteistä sekä vesistön käytön määrästä ja laadusta. Ekologisen säännöstelykäytännön muodostamiseksi

- arvioitiin säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeen eliöihin,
- tunnistettiin vesiluonnon kannalta kriittiset vedenkorkeudet,
- määritettiin tavoitteet säännöstelyn kehittämiselle,
- asetettiin tavoitteet vedenkorkeuksille ja
- arvioitiin tavoitteiden vaikutukset vedenkorkeuksiin ja virtaamiin sekä vesistön tilaan ja käyttöön.

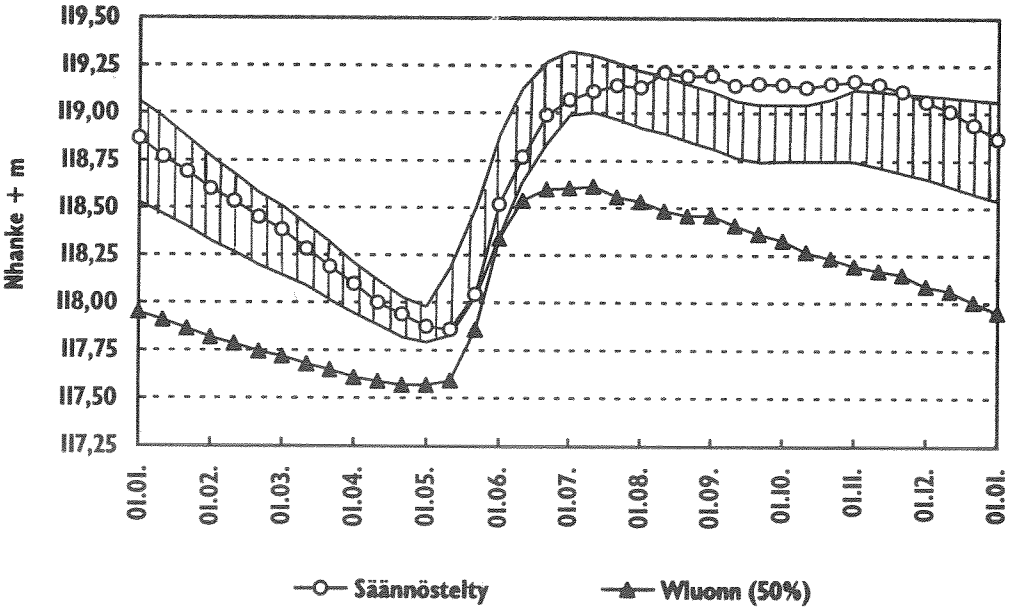
Inarijärven säännöstelyn merkittävimmät epäsuotuisat vaikutukset rantavyöhykkeen eliöyhteisöissä (luku 8) ovat seurausta avovesikauden ajoittain liian suurista vedenkorkeuksista ja kesän vedenpinnan vaihtelun vähäisyydestä. Korkealla pysyttelevä vedenpinta lisää rantojen kulumista ja epävakautta erityisesti lajittunutta ainesta olevilla rannoilla (esim. hiekkarannat). Vedenpinnan vähäinen vaihtelu avovesikaudella kaventaa ilmaversoisten kasvien vyöhykkeitä horisontaalisuunnassa ja samalla vähentää ylimmän rantavyöhykkeen monimuotoisuutta. Sen sijaan monessa muussa säännöstellyssä järvessä rantavyöhykkeen eliöihin haitallisesti vaikuttava tuottavan vyöhykkeen jäätyminen ei Inarijärvellä ole ongelma, koska vedenpinnan talviaikainen alenema suhteessa tuottavan vyöhykkeen laajuuteen on melko vähäinen.

Inarijärven tilan suurimpana ongelmana 1990-luvun alussa voidaan pitää kalakantojen varsin heikkoa tilaa (luku 5), johon suurimpana syynä ovat ravintovaroihin nähden liian suuret petokalaistutukset. Ekologisen säännöstelyn päätavoitteeksi asetettiinkin Inarijärven kalantuotantokyvyn nostaminen lisäämällä kaloille tarjolla olevan ravinnon määrää. Muuttamalla säännöstelyä siten, että ylimmän rantavyöhykkeen vakaus, monimuotoisuus ja tuotantotaso lisääntyvät, voidaan vaikuttaa erityisesti rantaeläinplanktonin ja pohjaeläimistön määrään ja laatuun. Tällä

on suotuisia vaikutuksia mm. muikku- ja siikakantoihin ja edelleen petokalakantoihin. Toiseksi tavoitteeksi asetettiin rantavyörymien vähentäminen hiekkarannoilla, lähinnä Partakon ja Ivalojoen suiston alueella.

Inarijärven säännöstelyn kehittämistarvetta arvioitaessa otettiin ekologisten näkökohtien lisäksi huomioon vesistön käyttäjien näkemykset säännöstelyn vaikutuksista vesistön virkistyskäyttöön ja kalastukseen sekä Paatsjoen vesivoimatuotannon tarpeet. Ylimpien vedenkorkeuksien alentamisen osalta ekologisen säännöstelyn ja vesistön virkistyskäyttäjien tavoitteet ovat osin yhtenevät. Ekologista säännöstelyä voidaankin pitää kompromissina mahdollisimman luonnonmukaisen säännöstelyn ja voimataloudellisen säännöstelyn välillä.

Ekologisen säännöstelyn vedenkorkeustavoitteiden asettamisessa päähuomio oli ylimpien vedenkorkeuksien alentamisessa ja kesän vedenkorkeusvaihtelun rytmin muuttamisessa. Talven aikana tapahtuvalle vedenpinnan alenemiselle ei ollut tarpeen määrittää toteutuneesta säännöstelystä poikkeavia tavoitteita. Ekologisessa säännöstelyssä määritettiin eri ajankohtien vedenkorkeuksille tavoitteellinen vaihteluväli eli "tavoiteputki", jonka muotoa vedenpinnan vaihtelun tulisi noudattaa ja jonka sisällä vedenkorkeuksien tulisi pysyä (kuva 66).



Kuva 66. ***Ekologisen säännöstelyn tavoitteellinen vaihteluväli (pystyviivoitus) ja keskimääräiset säännöstellyt ja luonnonmukaisiksi palautetut vedenkorkeudet vuosina 1960 - 1989.***

Ylimpiä vedenkorkeuksia alentamalla pyrittiin vähentämään rantojen kulumista ja vyörymistä. Ylimmän vedenkorkeuden suositus määritettiin ottamalla huomioon vyöryvien törmien tyvien korkeustasot sekä aallokon ja tuulen vaikutukset. Aallokon on arvioitu yltävän noin 30 cm vedenpintaa korkeammalle, kun otetaan huomioon tuulen lahdenpohjukoissa vettä nostava vaikutus ja aallokon huuhtelukorkeus (luku 10.2.2.1). Ämmänhiekan alueen törmän keskimääräisen tyvikorkeuden N_{hanke} + 119,55 m mukaan voidaan ylimpänä suositeltavana vedenkorkeutena pitää tasoa N_{hanke} + 119,25 m. Ekologisessa säännöstelyssä asetettiin kuitenkin lähinnä säännöstelyteknisistä syistä avovesikauden ylärajaksi N_{hanke} + 119,35 m.

Kesän vedenkorkeusvaihtelussa tavoiteltiin luonnonmukaista rytmiä. Alenemaa ei kuitenkaan asetettu yhtä suureksi kuin luonnonmukaisessa tilanteessa, koska vedenpinnan voimakas alentaminen kesä-heinäkuussa merkitsee useimpina vuosina runsaita ohijuoksutuksia Paatsjoen vesivoimalaitoksilla ja vähentää siten

merkittävästi säännöstelystä saatavaa hyötyä. Myös luonnonmukaista alentamista noudattava alhainen syysvedenkorkeus aiheuttaisi menetyksiä talviaikaiselle energiatuotannolle. Tästä syystä ekologisessa säännöstelyssä päädyttiinkin kesän vedenkorkeuksien osalta eräänlaiseen välimuotoon toteutuneen ja luonnonmukaisen säännöstelyn välillä, missä vedenpinnan sallittiin syksyllä nousevan tasolle N_{hanke} + 119,10 m. Suhteellisen korkean syysvedenpinnan tason avulla katsottiin voitavan turvata riittävä varastotilavuus talviaikaisille juoksutuksille, koska kevättalven aliveden tasoa ei ekologisessa säännöstelyssä esitetty muutettavaksi.

10.1.3 Vaikutusten arviointi ja vaihtoehtojen vertailu

Säännöstelyn ympäristövaikutusten arviointiin liittyy monia ongelmia. Arviointia vaikeuttavat erityisesti seuraavat tekijät:

- Vesiympäristön tilasta on yleensä tietoja hyvin niukasti säännöstelyä edeltävältä ja osittain myös säännöstellyltä ajanjaksolta. Mikäli aineistoa on olemassa, vertailua vaikeuttaa se, että vesistössä ja sen käytössä on tapahtunut muutoksia säännöstelyn aloittamisen jälkeen. Säännöstelyn vaikutusten erittely todetusta kokonaismuutoksista on usein mahdotonta.
- Säännöstelyn vaikutukset esimerkiksi kalakantoihin muodostavat erittäin monimutkaisen syy- ja seuraussuhteiden ketjun, jossa osa vaikutuksista voi vahvistaa ja osa heikentää vaikutusten voimakkuutta.
- Säännöstelyn vaikutusten voimakkuus ei ole muuttumaton, vaan se voi vaihdella riippuen esimerkiksi kalakantojen tilasta ja kalastuksen voimakkuudesta. Esimerkiksi ravintokilpailun tai kalastuksen ollessa voimakasta säännöstelyn vaikutukset voivat ilmetä selvemmin kuin niiden ollessa heikkoja. Lisäksi säännöstelyn vaikutukset voivat heikentyä tai vahvistua säännöstelyn vanhetessa, koska rantavyöhykkeen prosessien voimakkuudessa voi tapahtua muutoksia.
- Vertailujärvien käyttö säännöstelyn vaikutusten arvioinnissa ei ole ongelmatonta. Kahta täysin samanlaista järveä ei ole ja esimerkiksi kalakannat vaihtelevat luontaisesti, eikä vaihtelu tapahdu välttämättä samassa rytmissä kohde- ja vertailujärvessä.

Monimutkaisten ja osittain puutteellisesti tunnettujen syy- ja seuraussuhteiden vuoksi säännöstelykäytäntöjen vaikutuksia rantavyöhykkeen eliöihin ja kalastoon arvioitiin tässä työssä pääasiassa epäsuorasti eli arvioimalla muutoksia niissä vedenkorkeuksissa, jotka nykytiedon perusteella vaikuttavat voimakkaimmin kulloinkin tarkasteltavaan ympäristömuuttujaan. Arviointi perustui osittain Inarijärvi-tutkimuksen tuottaman tiedon hyödyntämiseen ja osittain aikaisempien säännöstelytutkimusten ja -selvitysten tuottamaan tietämykseen.

Erilaisten säännöstelykäytäntöjen vertailussa on kyse tyypillisestä monitavoitteisesta päätöksenteko-ongelmasta, jossa säännöstelykäytäntöjen paremmuus määräytyy useiden erimitallisten ja keskenään vaikeasti vertailtavien vaikutusten perusteella. Tällaisissa ongelmissa ei yleensä ole löydettävissä yksiselitteisesti parasta kaikkien muuttujien suhteen edullisinta vaihtoehtoa. Vaihtoehtojen paremmus riippuu vaikutusten voimakkuuden lisäksi siitä, millaisen painoarvon tarkastelija antaa erilaisille vaikutuksille.

10.1.4 Muuttujat ja mittarit säännöstelyjen vertailussa

Vaikutusten rajausvaiheessa määriteltiin arvioinnin kohteet eli muuttujat (kuva 67), joiden suhteen säännöstelykäytäntöjä vertailtiin. Kullekin muuttujalle määritettiin yksi tai useampi mittari eli muuttujan ominaisuutta kuvaava, mitattavissa ole-

va suure. Esimerkiksi vesivoimatuotannon mittareina ovat tuotetun sähkön määrä (GWh/v) ja sen arvo (milj. mk/v). Mittarit voivat olla suoria tai epäsuoria riippuen siitä, kuvaavatko ne muuttujan arvossa tapahtuneita muutoksia (suora mittari) vai muuttujaan vaikuttavien tekijöiden, esimerkiksi vedenkorkeuksien muutoksia (epäsuora mittari). Suurin osa arvioinnissa käytetyistä mittareista on epäsuoria (taulukko 20). Epäsuorien mittareiden avulla saadaan käsitys vaikutusten suunnasta; säännöstelykäytäntöjen välisistä suhteellisista eroista voidaan tehdä vain karkeita suuruusluokkaa koskevia arvioita.



Kuva 67. Inarijärven säännöstelyn kehittämisessä tarkastellut säännöstelykäytännöt ja muuttujat.

10.2 Säännöstelykäytäntöjen vaikutukset

Tässä kohdassa käsitellään säännöstelykäytäntöjen vedenkorkeuksia ja virtaamia ja niiden vaikutuksia Inarijärven tilaan ja käyttöön. Koska Paatsjoesta on hyvin vähän tutkimustietoa, voidaan virtaamamuutosten vaikutuksia Paatsjoen ekosysteemiin arvioida vain karkeasti.

10.2.1 Vedenkorkeudet ja virtaamat

Säännöstelykäytäntöjen vaikutusten ja toteuttamismahdollisuuksen arvioinnissa pyrittiin mahdollisimman realistisiin laskelmiin; laskelmat ja säännöstelypäätökset tehtiin todellista tilannetta simuloiden. Hydrologisena tarkastelujaksona käytettiin vuosia 1960 - 1989. Ajanjaksoon kuului erittäin kuivia ja märkiä vuosia, joten säännöstelyn vaihtoehtojen vaikutuksista saatiin hyvä kuva erilaisissa hydrologisissa olosuhteissa. Vuoden 1959 vesitilannetta käytettiin laskentajakson alun vedenkorkeuden määrittämiseksi ekologisten säännöstelykäytäntöjen (EKO1 ja EKO2) ja voimataloudellisen säännöstelykäytännön laskennassa.

Laskelmat etenivät keskimäärin 10 vrk:n jaksoissa siten, että joka kuukauden alussa laadittiin tulovirtaamaennusteet ja niiden perusteella tehtiin juoksutussuunnitelma noin puolen vuoden aikajänteellä. Ennusteiden toteutumista seuraamalla tehtiin päätökset juoksutusten muuttamisista siten, että vedenkorkeus mahdollisimman hyvin noudattaisi säännöstelykäytännölle asetettua tavoitteellista vedenkorkeuden vaihtelua. Vähävetisinä jaksoina oletettiin sovituksi luvanmukaista pienemmät juoksutukset - kuten mm. vuonna 1991 käytännössäkin tehtiin.

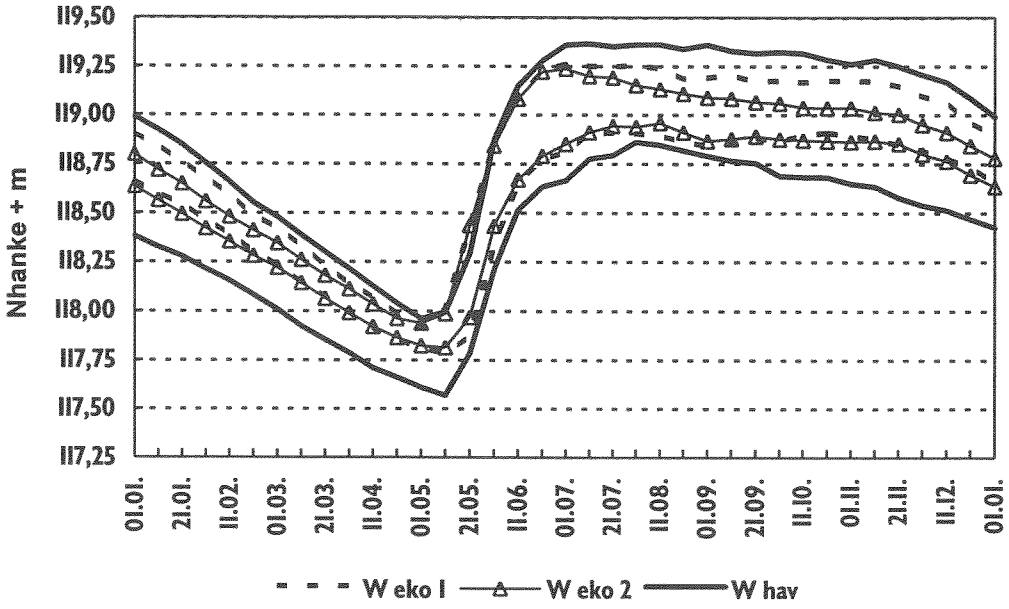
Taulukko 20. Säännöstelyn vaikutusten arvioinnissa käytetyt muuttujat ja mittarit

Muuttuja	Mittarit
Rantavyöhyke	
Eroosio	Korkeiden (yli 119,30 m) vedenkorkeuksien esiintyminen avovesikaudella (%)
	Ylimmän ja alimman vedenkorkeuden erotus avovesikaudella (m)
Pohjalehtiset	Jäätyvän rantavyöhykkeen osuus tuottavasta vyöhykkeestä (%)
Saraikko ja ilmaversoiset	Vuosien osuus (%), jolloin vedenpinta on alentunut, noussut tai pysynyt vakaana kasvukauden aikana (Wmax 11.6. - 11.7. - Wmin 1.8. - 11.9.)
Rantalinnusto	Vedenpinnan nousu keskimääräisestä jäänlähtöajasta (4.6.) kesäkuun loppuun (cm)
Kalasto ja kalastus	
Pohjaeläimistö	Vedenkorkeuden keskimääräinen vuosivaihtelu (cm)
	Teoreettinen biomassa (mg/m^2)
Rantaeläinplankton	Kesäkuun vedenkorkeuden mediaani, ylä- ja alaverhokäyrä (m)
Mädin säilyminen	Vedenkorkeuksien aleneminen alkutalvella 21.10. - 6.2. (m)
Virkistyskäyttö ja kalastus	Yli 119,30 m vedenkorkeuksien osuus avovesikauden vedenkorkeuksista (%)
	Alle 118,90 m vedenkorkeuksien osuus avovesikauden vedenkorkeuksista (%)
	Vedenpinnan alenema talvella
Tulvavahingot ja rantavyörymät	Rantavyöryjä aiheuttavien vedenkorkeuksien (yli 119,30 m) toistuvuus (%)
	Avovesikauden korkein vedenkorkeus (m)
Paatsjoen ekologia	Yli 350 m^3/s virtaamien toistuvuus (%) keskikesällä (1.7. - 11.8.)
	Keskikesän (1.7. - 11.8.) virtaaman hajonta (m^3/s)
Vesivoima	Hyödyn muutos (Mmk/v)
	Sähkön määrän muutos (GWh/v)

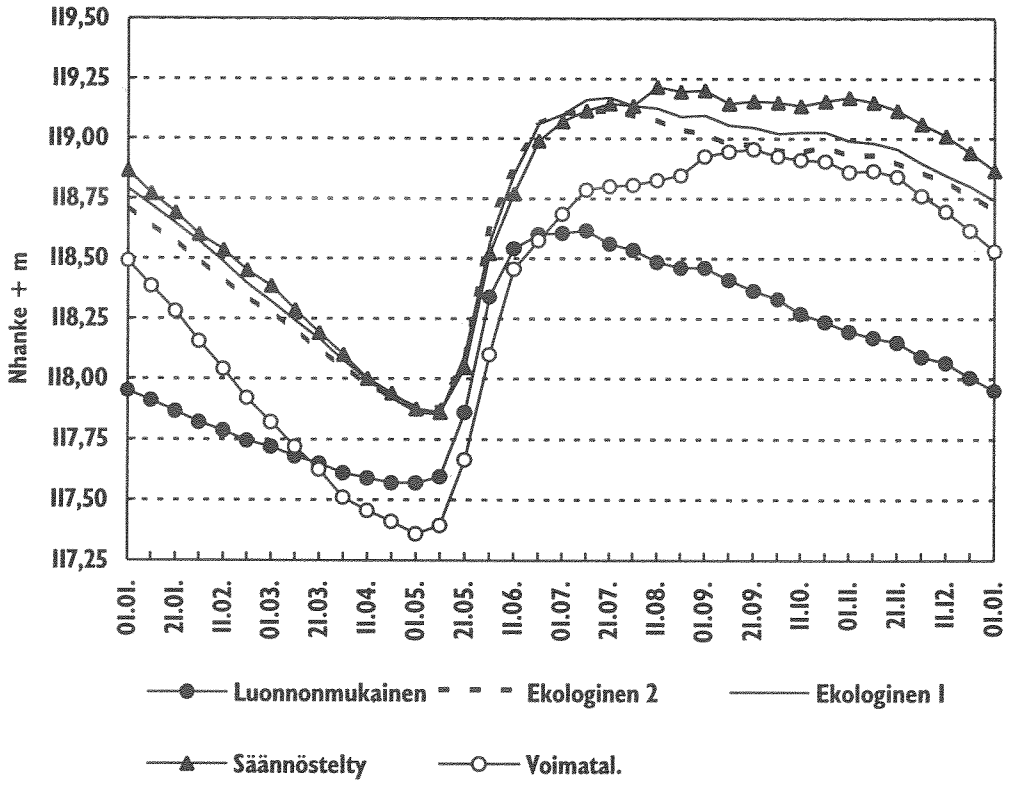
Eri säännöstelykäytäntöjen vaikutuksia vedenkorkeuksiin on kuvattu 75 %:n, 50 %:n ja 25 %:n verhokäyrillä. 75 %:n verhokäyrä kuvaa tasoa, jonka yläpuolella vedenpinta on keskimäärin joka neljäs vuosi (yläkvartiili). 25 %:n verhokäyrä (alakvartiili) kuvaa tasoa, jonka alapuolella vedenpinta on keskimäärin joka neljäs vuosi (kuva 68).

Luonnonmukaisessa säännöstelyssä Inarijärven vedenkorkeudessa on selvä tulvahuippu, joka ajoittuu kesä-heinäkuun vaihteeseen. Tulvan jälkeen vedenkorkeus laskee tasaisesti avovesikauden aikana ilman syystulvaa. Kevään alin vedenkorkeus ajoittuu yleensä toukokuun puoliväliin.

Toteutuneessa säännöstelyssä Inarijärven kevättulva nousee luonnonmukaista korkeammalle, koska vedenkorkeuksia on selvästi nostettu ja alkukesän juoksutukset ovat luonnonmukaisia virtaamia pienemmät. Tulvahuipun ajankohta on siirtynyt myöhemmäksi, eikä se ole yhtä huipukas kuin luonnonmukaisena. Tulvan merkitys rannan vyöhykkeisyyden kannalta ei myöskään ole sama kuin ennen säännöstelyä, koska vedenpinta pysyy usein korkealla tasolla koko avovesikauden ajan. Talviaikainen vedenpinnan lasku on hieman luonnonmukaista suurempi käytettäessä vertailutasona avovesikauden keskimääräistä vedenkorkeutta (kuva 69).



Kuva 68. *Inarijärven vedenkorkeuksien ylä- ja alaverhokäyrät nykytilanteessa (W hav) ja ekologisissa säännöstelykäytännöissä (1960 - 1989). 75 %:n verhokäyrä kuvaa tasoa, jonka yläpuolella vedenpinta on keskimäärin joka neljäs vuosi. 25 %:n verhokäyrä kuvaa tasoa, jonka alapuolella vedenpinta on keskimäärin joka neljäs vuosi.*



Kuva 69. *Inarijärven vedenkorkeuden vaihtelu (mediaanikäyrät 1960 - 1989) luonnonmukaisessa tilanteessa, toteutetussa säännöstelyssä, voimatalous-säännöstelyssä ja ekologisen säännöstelyn mukaisissa tilanteissa (EKO1, EKO2).*

Ekologisen säännöstelyn (10.1.2) säännöstelyohjeita simuloitaessa osoittautui, että kesän tavoiterajat olivat liian tiukat ja niiden sisäpuolella pysyminen osoittautui vaikeaksi. Tutkimuksessa muodostettiinkin kaksi ekologista säännöstelykäytäntöä, ekologinen säännöstely 1 (EKO1) ja ekologinen säännöstely 2 (EKO2). Molemmissa otettiin huomioon myös voimatalouden tarpeet. EKO2:ssa pyrittiin noudattamaan ekologisia suositusrajoja tiukemmin kuin EKO1:ssä, vaikka tästä aiheutui ajoittain runsaita juoksutuksia Paatsjoen voimalaitosten turpiinien ohi. EKO1:ssä ekologisista tavoiterajoista luovuttiin, mikäli niiden noudattamisesta olisi aiheutunut runsaita ohijuoksutuksia. EKO2:ssa vedenpinta pyrittiin alentamaaan viimeistään heinäkuun alkupuolella.

Voimataloussäännöstelyssä vedenpinta laskee talven aikana kevättulvan alkamiseen mennessä lähelle säännöstelyluvan mukaista alarajaa. Vedenkorkeus on usein koko kesän matalalla ja varsinainen tulvahuippu saavutetaan vasta syyskuun loppupuolella.

10.2.2 Rantavyöhykkeen tila

10.2.2.1 Rantojen kuluminen

Mittarit:

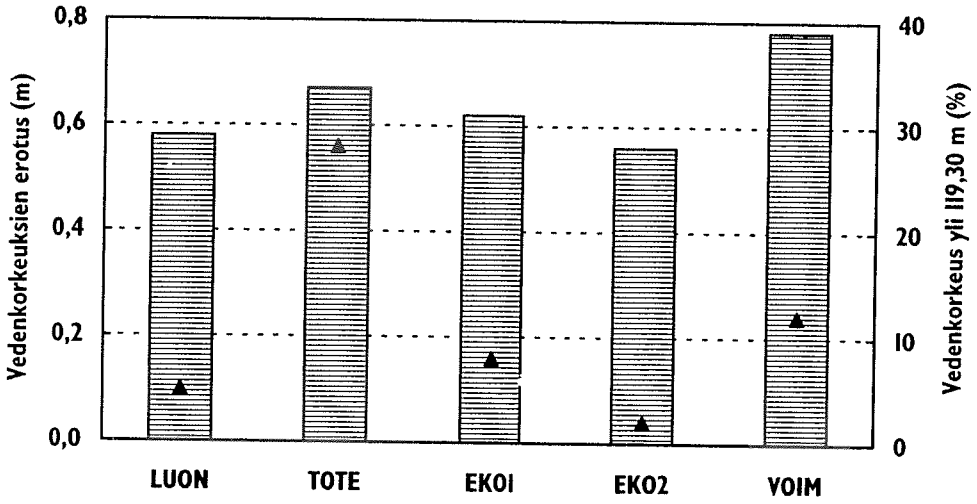
Rantojen kulumisen mittareina käytettiin avovesikauden (4.6. - 31.10.) ylimmän ja alimman vedenkorkeuden erotusta ja vedenkorkeuden pysyvyyttä tason N_{hanke} + 119,30 m yläpuolella. Rantavyöhykkeen vakauden kannalta on eduksi, jos vedenkorkeus on luonnontilaa mukaillen syksyllä jonkin verran kesäajan vedenkorkeutta alempana. Samalla se edistää luontaisen suojaavan kasvipeitteen syntyä. Mitä korkeammalla vedenpinta on, sitä voimakkaampaa on rantojen kuluminen.

Arviointimenetelmä:

Rantojen kulumisen voimakkuus riippuu vedenkorkeudesta, avoimuudesta ja rannan laadusta. Rantavyöhykkeen vakauden lisäämiseksi ylimpien vedenkorkeuksien tulee olla selvästi hiekkarantojen törmän tyven (119,35 - 119,70 m) alapuolella. Oulujärveä varten laaditulla Jonswap-aaltomallin sovelluksella (Keränen ym. 1992) laskettuna esimerkiksi aallonkorkeus on 10 m/s tuulella noin 28 cm Partakon alueella (maksimaalinen tuuliala n. 3 km). Ämmänhiekan alueella (tuuli-ala n. 2 km) aallonkorkeudeksi tulee noin 23 cm. Aallokon korkeus ei suoraan määritä huuhtelukorkeutta vaan siihen vaikuttaa myös rannan kaltevuus. 23 cm:n aallonkorkeus aiheuttaa Keräsen mukaan (suull. ilm.) rannan jyrkkyydestä riippuen keskimäärin noin 20 cm:n huuhtelukorkeuden. Tuuli, jonka voimakkuus on 10 m/s, nostaa vedenpintaa lahdenpohjukoissa noin 10 cm. Otettaessa huomioon myös aallokon huuhtelukorkeus 20 cm voidaan olettaa aallokon yltävän noin 30 cm:n vedenpintaa korkeammalle.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Rantojen kuluminen on vähäisintä luonnonmukaisessa tilanteessa, missä vedenkorkeus on yleensä keskikesän jälkeen aleneva (kuva 70). Syysmyrskyjen rantoja kuluttava vaikutus ei siten kohdistu rantatörmän tyveen, joka kasvillisuuden lakastuessa on usein hyvin herkkä kulumiselle. Rantojen kuluminen on voimakkainta toteutuneessa säännöstelyssä korkeiden vedenkorkeuksien yleisyyden takia. Voimataloussäännöstelyssä vedenkorkeus nousee usein koko avovesikauden ajan, minkä vuoksi suojaavan kasvipeitteen kehittyminen on vähäisempää kuin muissa säännöstelykäytännöissä. Myös ekologisissa säännöstelykäytännöissä, erityisesti EKO2:ssa, on rantojen kuluminen vähäisempää kuin toteutuneessa säännöstelyssä.



Kuva 70. *Säännöstelykäytäntöjen vaikutukset rantojen kulumiseen. Pylväät kuvaavat avovesikauden ylimpien ja alimpien vedenkorkeuksien erotusta. Kolmiot kuvaavat tason 119,30 m ylittävien vedenkorkeuksien osuuksia.*

10.2.2.2 Rantavyöhykkeen pohjalehtinen kasvillisuus

Mittarit:

Arvioitaessa säännöstelyn vaikutuksia rantavyöhykkeen pohjalehtiseen kasvillisuuteen käytettiin mittareina sulana säilyvän, jään painaman ja jäätyvän alueen pinta-alojen suhteita. Mitä suurempi osa tuottavasta rannasta jäätyy, sitä epäsuotuisammat olosuhteet ovat pohjalehtiselle kasvillisuudelle.

Arviointimenetelmä:

Erityisesti suurikokoiset pohjalehtiset kasvit, kuten tummalahnanruoho, eivät kestä jäätymistä juuri lainkaan. Tummalahnanruohovyöhyke edustaa järvessä aluetta, jossa mm. suurikokoisen, kalojen ravintona tärkeän, pohjaeläimistön määrä on suurimmillaan (Tikkanen ym. 1989). Vedenpinnan laskiessa jää painuu rantavyöhykkeelle, jolloin pohjasedimentti jäätyy ylimmällä rantavyöhykkeellä, alimman rannan osan jäädessä sulaksi (Hellsten ym. 1996). Vedenpinnan laskun vaikutus rantavyöhykkeen kasvillisuuteen riippuu laskun ajankohdan lisäksi erityisesti tuottavan vyöhykkeen laajuudesta. Menetelmä on selostettu yksityiskohtaisesti luvussa 8. Kirkasvetisessä Inarijärvessä pohjan jäätymisellä ei ole niin suurta merkitystä kuin ruskeavetisissä järvissä, joissa tuottavan vyöhykkeen pinta-ala pienenee nopeasti rantavyöhykkeen jäätymisen myötä.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Eri vyöhykkeiden pinta-alojen osuudet eri säännöstelykäytännöissä on arvioitu kuvassa 71. Inarijärven säännöstelyllä on ollut useimmista muista säännöstellyistä järvistä poiketen jäätyvää vyöhykettä pienentävä vaikutus. Tämä johtuu siitä, että rantavyöhyke on nykyisessä vedenkorkeuden vaihteluvyöhykkeessä (säännöstelyllä on vedenkorkeuksia nostettu) jyrkempi kuin luonnontilaisessa vaihteluvyöhykkeessä. Ekologiset säännöstelykäytännöt hieman laajentavat jäätyvän vyöhykkeen osuutta toteutettuun säännöstelyyn verrattuna, joskin erot ovat

sangen pieniä. Voimataloussäännöstely on kuitenkin selvästi huonoin tarkastelluista säännöstelykäytännöistä, koska jäätyvä ja erityisesti jäänpainumavyöhyke ovat siinä sangen laaja-alaisia.

10.2.2.3 Rantavyöhykkeen saraikko ja ilmaversoinen kasvillisuus

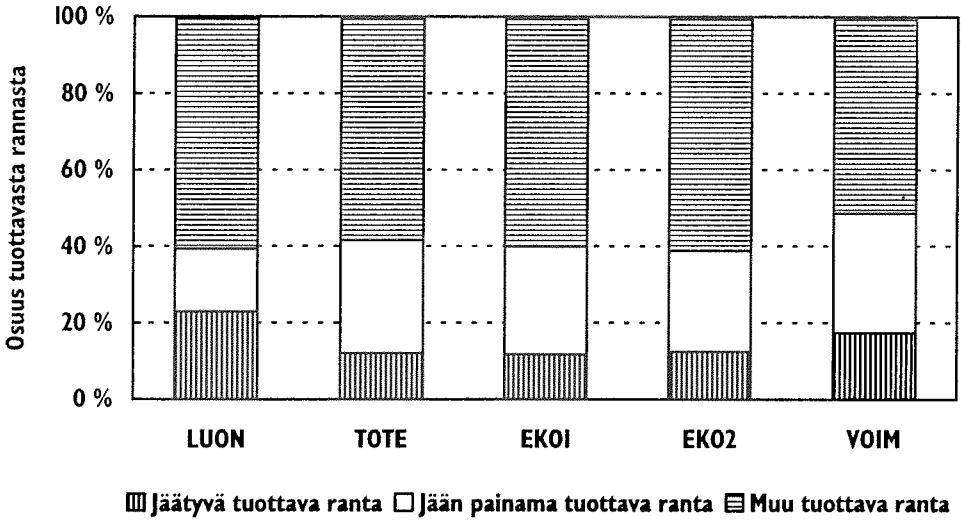
Mittarit:

Säännöstelyn vaikutusta ylimmän rantavyöhykkeen (eulitoraali) ilmaversoiseen kasvillisuuteen (saraikko, kortteet, ruo'ot) arvioitiin kasvukauden vedenkorkeuden vaihtelun perusteella. Vedenkorkeuden vaihtelu on laskettu tulvahuipun vedenkorkeuden (Wmax 11.6. - 11.7.) ja kasvukauden loppupuolen alimman vedenkorkeuden (Wmin 1.8. - 11.9.) erotuksena. Vedenkorkeudet olivat alenevia, mikäli ne laskivat kasvukauden aikana yli 10 cm ja nousevia, mikäli nousu oli yli 10 cm. Näiden luokkien väliin jäävät vuodet tulkittiin vedenpinnan vaihtelun suhteen vakaiksi. Kasvillisuuden leviämisen kannalta on eduksi, jos vedenpinta laskee kasvukaudella.

Arviointimenetelmä:

Eulitoraalin kasvillisuus muodostaa ekologisesti tärkeän alueen rantavyöhykkeellä. Tulva-aikana saraikko toimii sekä syyskutuisten kalojen poikasten suoja- ja ruokailualueena että kevätkutuisten kalojen kutualueena. Saraikossa esimerkiksi eläinplanktonin tiheydet ovat suuria avoimiin rantoihin verrattuna (Selin ja Hakkari 1982). Ilmaversoisen kasvillisuuden ja erityisesti saraikon esiintymiseen vaikuttaa rannan avoimuuden ja maaperän lisäksi erityisesti vedenkorkeuden vaihtelu avovesikaudella.

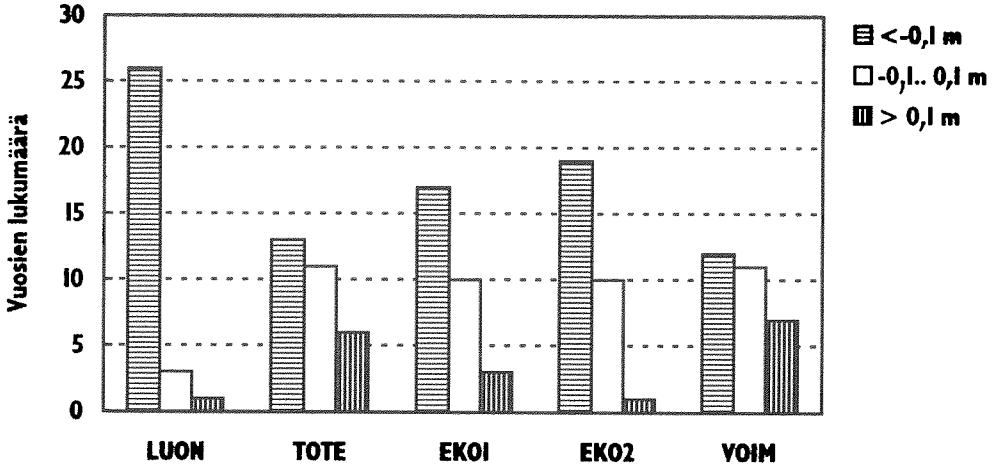
Saraikon kasvualueen todettiin Inarijärvessä rajoittuvan vedenkorkeuden vaihteluvyöhykkeelle, jonka ylärajan muodostaa vedenpinnan 63 %:n pysyvyyskäyrä ja alarajan vedenpinnan 33 %:n pysyvyyskäyrä. Vedenpinnan pysyvyyttä ei voida kuitenkaan käyttää saraikon potentiaalisen kasvualueen pinta-alan arvioinnissa, koska vedenkorkeuden nousu tai lasku ei ole erotettavissa pysyvyysarvoja laskettaessa. Optimaalisessa tilanteessa vedenkorkeus olisi laskeva koko avovesikauden ajan, mikä takaisi mahdollisimman laajan kasvualueen selvää kevättulvaa suosivalle saraikolle. Ilmiö edistää yleisesti ottaen luonnonmukaisen kasvillisuusvyöhykkeisyyden syntyä, vakiinnuttaa rantayhteisön koostumusta ja lisää sen monimuotoisuutta.



Kuva 71. Jään vaikutusalueet tuottavalla rantavyöhykkeellä eri säännöstelykäytännöissä.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Luonnonmukaisessa tilanteessa on vedenkorkeus miltei aina (87 %) laskenut kasvukauden aikana. Toteutuneessa säännöstelyssä vedenkorkeus on noussut miltei yhtä usein kuin on pysynyt vakaana tai laskenut (kuva 72). Ekologisissa säännöstelykäytännöissä on vedenkorkeuden alenema toteutunut useammin (EKO1 57%, EKO2 63%) kuin voimataloussäännöstelyssä (40%).



Kuva 72. *Säännöstelykäytäntöjen vaikutukset rantavyöhykkeen saraikkoon ja ilmaversoiseen kasvillisuuteen kasvukauden vedenkorkeuden muutoksen avulla arvioituna. Pylväät kuvaavat sitä, kuinka monena vuotena kasvukaudella vedenpinta on laskenut, pysynyt vakaana tai noussut.Negatiivinen luku tarkoittaa, että vedenpinta on alentunut kasvukaudella.*

10.2.2.4 Rantavyöhykkeen pohjaeläimistö

Mittarit:

Ranta-alueen pohjaeläinbiomassan mittarina on teoreettinen biomassa (märkäpaino mg/m^2) 0 - 3 m syvyydellä.

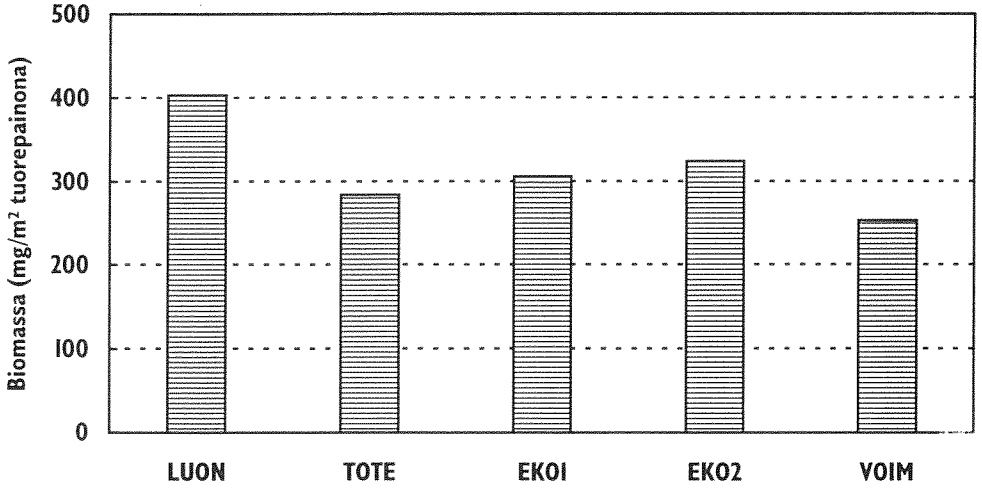
Arviointimenetelmä:

Pohjaeläinbiomassan riippuvuutta vuosittaisesta vedenkorkeuden vaihtelusta tarkasteltiin Palomäen (1994) kehittämällä menetelmällä, jossa arvioidaan pohjaeläinbiomassaa 0 - 3 metrin syvyydellä. Menetelmä perustuu olettamukseen, että vuosittainen vedenkorkeuden vaihtelu häiritsee ranta-alueen vyöhykkeisyyden kehittymistä. Mitä suuremman osan valoisasta vyöhykkeestä vaihteluväli käsittää, sitä enemmän pohjaeläinmassa vähenee. Laskelmissa näkösyvyysarvona käytettiin 6,5 metriä, mikä kuvaa keskimääräisesti koko Inarijärven arvoja. Pohjaeläimistölle merkityksellisiä ovat myös erot vuosien välisissä kesävedenkorkeuksissa. Mitä suurempia erot ovat, sitä epäsuotuisampi tilanne on pohjaeläimistölle. Menetelmä on selostettu yksityiskohtaisesti luvussa 8. Pohjaeläimillä on suuri merkitys siikojen, nuorten taimenten ja nieriöiden ravinnossa.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Luonnonmukaisessa vedenkorkeuden vaihtelussa on biomassa selvästi suurin ja toteutuneessa säännöstelyssä pohjaeläinbiomassa on edellistä noin 20 % pienempi (kuva 73). Ekologisissa säännöstelykäytännöissä vedenkorkeuden keskimääräinen vaihtelu vähenee ja siten teoreettiset pohjaeläinbiomassat ovat suurempiä kuin toteutuneessa tilanteessa. Voimataloussäännöstely on selvästi huonoin ja biomassa on siinä vain 60 % luonnonmukaisesta arvosta. Teoreettinen pohjaeläinbiomassa on varsin herkkä vedenkorkeuden vaihtelulle ja muuttuu likimain sa-

massa suhteessa kuin vedenkorkeuden vaihtelukin. Yleisenä johtopäätöksenä voidaan todeta, ettei säännöstelyä muuttamalla voida merkittävästi lisätä rantavyöhykkeen pohjaeläinbiomassaa.



Kuva 73. *Rantavyöhykkeen (0 - 3 m) pohjaeläinbiomassan teoreettiset arvot (mg/m², tuorepainona) eri säännöstelykäytännöissä laskettuna Palomäen (1994) kehittämällä menetelmällä.*

10.2.2.5 Rantaeläinplankton

Mittarit:

Mittareina käytettiin kesäkuun vedenkorkeuden mediaania ja ylä- ja alaverhokäyrää. Kesäkuun vedenkorkeuden mediaani laskettiin kaikista vedenkorkeusarvoista. Olosuhteet rantaeläinplanktonille ovat sitä suotuisammat mitä korkeammalla vesi on kesäkuussa. Luonnonmukaisen vedenkorkeuden vaihtelun vaikutuksista mittarit antavat väärän kuvan, koska ne eivät ota huomioon sitä, että avovesikauden vedenkorkeudet ovat kauttaaltaan selvästi toteutunutta alempia. Siksi luonnonmukaisen vedenkorkeuden vaihtelun vaikutuksia on arvioitu tekstissä vertaamalla kesäkuun vedenkorkeuksia avovesikauden keskimääräisiin vedenkorkeuksiin.

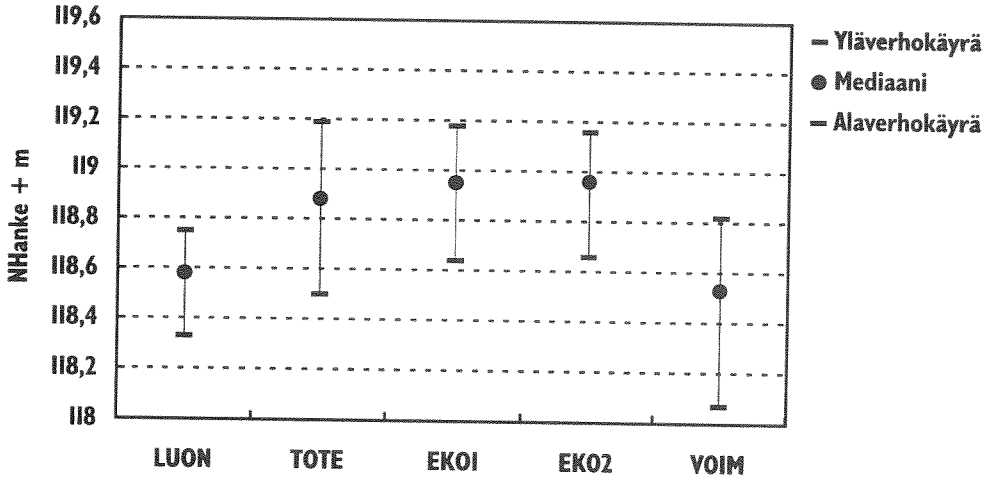
Arviointimenetelmä:

Rantaeläinplanktonin keväiseen runsauteen vaikuttaa se, kuinka korkealla vesi on suhteessa rantakasvillisuuteen. Veden nousu keväällä rantakasvillisuuden sekaan huuhtomaan edellisen vuoden kasvijäännöksiä tarjoaa rantaeläinplanktonin kehitykselle hyvät edellytykset (Huusko ym. 1989). Nykyisen säännöstelykäytännön suoria vaikutuksia rantavyöhykkeen eläinplanktoniin on vaikea arvioida. Voidaan kuitenkin olettaa, että olosuhteet rantavyöhykkeen eläinplanktonille ovat sitä suotuisammat, mitä korkeammalla vedenpinta keväällä jäiden lähtiessä on. Ulapan eläinplanktoniin ei säännöstelyllä ole vaikutusta.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Luonnonmukainen vedenkorkeuden vaihtelu on rantaeläinplanktonille suotuisin. Siinä vedenpinta on kesäkuussa lähellä avovesikauden keskimääräistä vedenkorkeutta, kun se muissa säännöstelykäytännöissä on selvästi keskimääräisen alapuolella. EKO2 on muista säännöstelykäytännöistä paras, voimataloussäännöstely selvästi huonoin (kuva 74). Lisäksi ekologisissa säännöstelyissä saraikon pinta-ala ilmeisesti kasvaisi huomattavasti, millä osaltaan olisi suotuisa vaikutus rantaeläinplanktonin määrään.

Maastotutkimusten tulosten mukaan saraikkojen ulkoraja on Inarijärvellä keskimäärin tasolla N_{hanke} + 118,73 m, jota voidaan pitää tavoitetasona, jonka yläpuolella vedenpinnan tulisi alkukesästä nousta. Ekologisissa säännöstelykäytännöissä taso saavutetaan muutama päivä aikaisemmin toteutuneeseen säännöstelyyn verrattuna. Vaikka ero on pieni, sillä lienee positiivinen vaikutus niin eläinplanktonin määrään kuin muikun- ja siianpoikasten elinolosuhteisiin.



Kuva 74. *Kesäkuun vedenkorkeuksien mediaanit sekä 75 %:n ja 25 %:n verhokäyrät eri säännöstelykäytännöissä. Kuva antaa väärän käsityksen luonnonmukaisen vedenkorkeuden vaihtelun vaikutuksista (ks. selitys tekstissä kohdassa "mittarit").*

10.2.2.6 Rantalinnusto

Mittarit:

Rantalinnuston lisääntymisen onnistumisen arvioinnissa käytettiin mittarina keskimääräisen jäiden sulamisajankohdan (4.6.) ja kesäkuun lopun vedenkorkeuden välistä erotusta (cm). Olosuhteet lintujen pesinnälle ovat sitä paremmat, mitä pienempi vedenkorkeuden nousu tuona ajankohtana on.

Arviointimenetelmä:

Suurin osa rantalinnustoa pesii melko lähelle vesirajaa. Erityisesti kuikka pesii aivan vesirajan tuntumassa. Pesintä alkaa jäidenlähdön aikaan. Mikäli vedenpinta jatkaa nousemista lintujen pesinnän aloittamisen jälkeen, pesät tuhoutuvat munien jäädessä vedenpinnan alle. Säännöstelyn vaikutusten arviointia vaikeuttaa se, että lähelle rantaa pesivien lintujen pesien sijainnista ei ole tietoa.

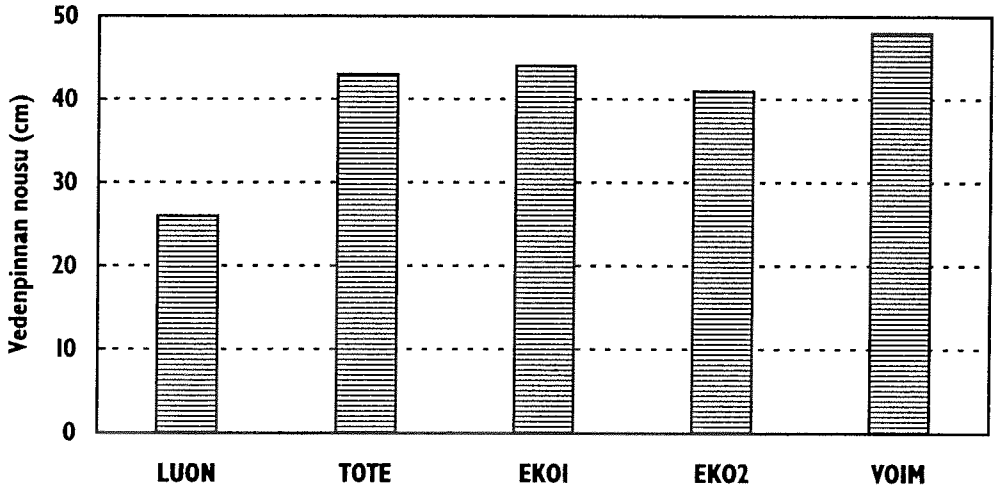
Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Luonnonmukainen säännöstely on vertailluista käytännöistä selvästi paras. Siinä vedenpinta nousee keskimäärin noin 25 cm. Voimataloussäännöstely on huonoin: siinä vedenpinnan nousu on lähes 50 cm (kuva 75). Toteutuneessa ja ekologisissa säännöstelyissä vedenkorkeuden nousu on ollut hieman yli 40 cm.

10.2.3 Kalasto

Mittarit:

Syyskutuisten kalojen lisääntymisen onnistumisen arvioinnissa käytettiin mittareina vedenpinnan alenemaa lokakuun lopun (kutuajankohta) ja helmikuun alun välillä sekä vedenpinnan suurinta alenemaa kutuajankohdan ja mädin kuoriutumisajankohdan välillä. Lisäksi säännöstelykäytäntöjen vaikutusten arvioinnissa on käytetty luvussa 10.2.1 käytettyjä mittareita.



Kuva 75. Vedenkorkeuden nousu kesäkuun aikana eri säännöstelykäytännöissä.

Arviointimenetelmä:

Säännöstelyllä voi olla sekä välittömiä että välillisiä vaikutuksia kalastoon (luku 4.3.1). Välillisiä vaikutuksia, esimerkiksi muutoksia habitaateissa ja kalojen ravintovaroissa, on kuvattu yksityiskohtaisemmin luvussa 10.2.2. Tässä kuvataan säännöstelykäytäntöjen vaikutuksia erityisesti syyskutuisten kalojen lisääntymiseen ja kasvuun.

Matalaan kutevien syyskutuisten kalojen mädin säilymiseen vaikuttaa se, kuinka paljon vedenkorkeus alenee kutuajankohdan ja poikasten kuoriutumisen välisenä aikana. Vedenkorkeuden alenemalla kutuajankohdasta helmikuun alkuun mennessä on merkitystä, koska se määrää pohjasedimentin jäätymissyvyyden. Jäätyvälle vyöhykkeelle lasketun mädin säilyvyys on erittäin huono.

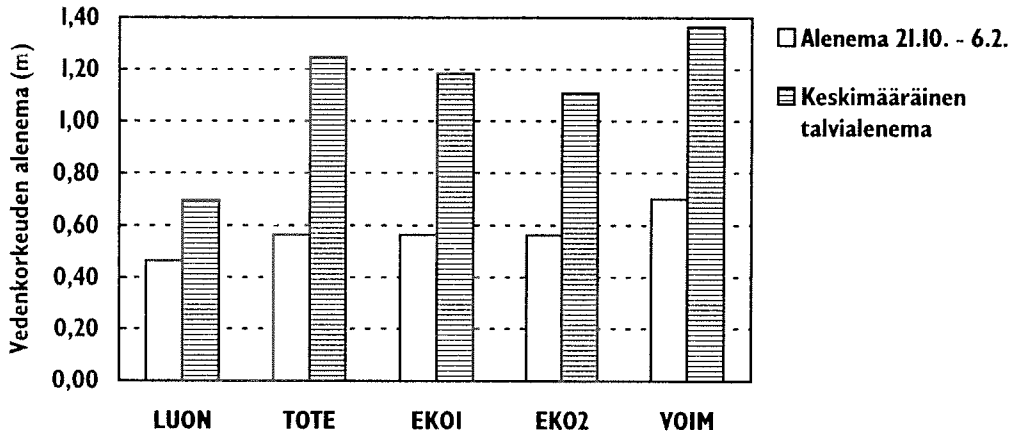
Mädin säilyvyydessä tapahtuneilla muutoksilla voi olla merkitystä vuosiluokan kokoon silloin, kun mädin kuolevuus on suurta tai kun talven yli säilyvän mädin määrä suhteessa poikastuotantoalueiden kantokykyyn on pieni. Käytetyillä mittareilla ei voida arvioida kuitenkaan vaikutuksen suuruutta, koska kutusyvyyksistä ei ole tietoa.

Poikasten kuoriutumisen jälkeinen kuolevuus ratkaisee yleensä syntyvän vuosiluokan suuruuden. Jos poikasvaiheessa ravinnosta on voimakas kilpailu, poikasten kasvu heikkenee ja samalla niiden alttius petokalojen saalistukselle kasvaa. Poikasten ravintotilanne riippuu rantaeläinplanktonin runsaudesta. Rantaeläinplanktonin mittarit on kuvattu luvussa 10.2.2.5.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Mädin säilymisen kannalta luonnonmukainen vedenkorkeudenvaihtelu on paras. Siinä vedenkorkeuden talviaikainen kokonaisalenema on noin puolet toteutuneen säännöstelyn kokonaisalenemasta. Muiden säännöstelykäytäntöjen välillä erot ovat suhteellisen vähäiset eikä niillä liene merkitystä edes matalaan veteen kutevan nieriän ja riikasiian mädin säilyvyyteen (kuva 76).

Myös kalanpoikasten ravintotilanteen kannalta luonnonmukainen vedenkorkeudenvaihtelu on paras. Siinä ylimmän rantavyöhykkeen kasvillisuusalueen laajeneminen parantaa rantaeläinplanktonin elinolosuhteita ja tarjoaa samalla enemmän suojaa esimerkiksi vastakuoriutuneille muikun ja siian poikasille. Ekologiset säännöstelyt ovat jonkin verran toteutunutta säännöstelyä parempia. Suhteellisen vähäisetkin muutokset poikasten ravintotilanteessa ja suojapaikoissa saattavat olla hyvinkin merkityksellisiä Inarijärvessä, jossa monet lajit elävät elinalueensa äärirajoilla.



Kuva 76. Vedenkorkeuden alenemat talvella eri säännöstelykäytännöissä.

Aikuisten kalojen ravintotilanne on paras luonnonmukaisessa vedenkorkeuden vaihtelussa. Ekologisissa säännöstelykäytännöissä kaloille olisi tarjolla jonkin verran enemmän pohjaeläinravintoa kuin toteutuneessa säännöstelyssä. Kaloille tarjolla olevan pohjaeläinravinnon määrä voi Inarijärvellä olla keskeisiä järven kalantuotantokykyä määrääviä tekijöitä, sillä pohjaeläinravinto muodostaa tärkeän osan mm. siian, nieriän ja nuorten taimenten ravinnosta. Muikun ja reeskan ravintona tärkeään ulapan eläinplanktoniin ei säännöstelykäytännöillä ole vaikutusta.

Edellisen perusteella voidaan todeta, että kalaston kannalta luonnonmukainen vedenkorkeudenvaihtelu on paras. Ekologinen säännöstely on jonkin verran toteutunutta säännöstelyä parempi. Erityisesti poikasten ravintotilanne on siinä parempi kuin toteutuneessa säännöstelyssäi laajemman saraikkovyöhykkeen ja korkeamman pohjaeläinmäärän vuoksi. Huonoin tarkastelluista säännöstelykäytännöistä on voimataloussäännöstely.

10.2.4 Kalastus ja virkistyskäyttö

Mittarit:

Vaihtoehtojen edullisuutta kalastuksen ja virkistyskäytön suhteen arvioitiin laskemalla vedenkorkeuksien pysyvyydet avovesikaudella (4.6. - 31.10.) seuraavilla vyöhykkeillä:

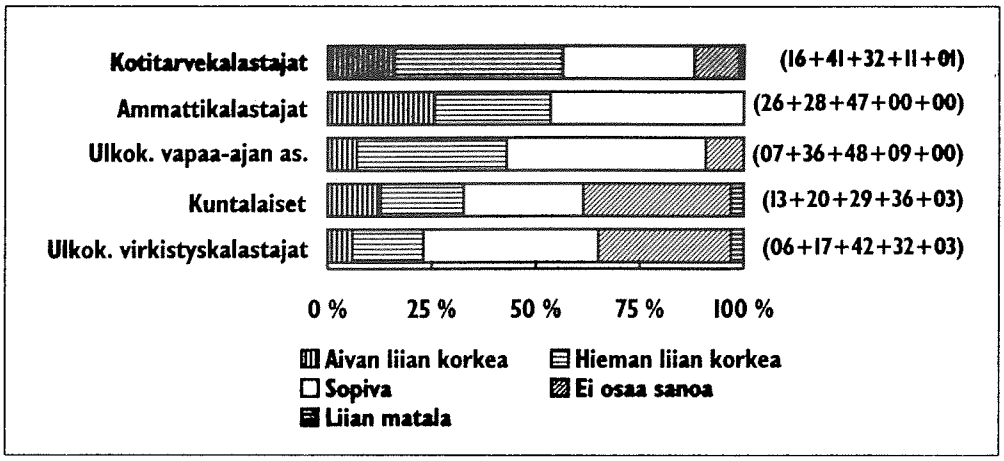
- virkistyskäytön kannalta liian korkea vedenkorkeus, vedenkorkeus on yli N_{hanke} +119,30 m
- virkistyskäytön kannalta sopiva vedenkorkeus, vedenkorkeus on välillä N_{hanke} +118,90 m - 119,30 m ja
- virkistyskäytön kannalta liian matala vedenkorkeus, vedenkorkeus on alle N_{hanke} +118,90 m

Arviointimenetelmä:

Salosen (1994a) tekemän kyselyn perusteella kalastukselle ja virkistyskäytölle on haittaa aiheutunut sekä liian korkeista että liian matalista vedenkorkeuksista. Haitallisimmiksi on koettu liian korkeat vedenkorkeudet. Tulokseen saattoi vaikuttaa se, että kyselyä edeltävänä kesänä, joka oli vahvimmin ihmisten muistissa, vedenpinta oli kesällä lähellä säännöstelyn ylärajaa.

Postikyselyssä tiedusteltiin myös vesistön käyttäjien mielipiteitä alkukesän 1993 vedenkorkeudesta, jolloin vedenkorkeus oli varsin korkea ja ylimmillään vain noin 10 cm:n päässä säännöstelyn ylärajasta (N_{hanke} + 119,50 m). Tätä vedenkor-

keutta pidettiin yleisesti ottaen hieman liian korkeana tai sopivana. Ammattikalastajien joukossa oli eniten niitä, 26 %, jotka pitivät vedenkorkeutta aivan liian korkeana (kuva 77).



Kuva 77. Mielipiteet kesäkuun lopun 1993 vedenkorkeustasosta (N_{hanke} + 119,40 m) kohderyhmittäin (%).

Kyselyyn vastanneiden perusteella kalastuksen ja virkistyskäytön kannalta olisi edullista, jos vedenpinta pysyisi korkeusvyöhykkeellä N_{hanke} + 118,90 - 119,30 m ja mahdollisimman vakaana. Esimerkiksi tiettyyn pyyntipaikkaan sidotut pyyntimenetelmät, isorysä- ja siikapesäverkkopyynti, ovat erityisen herkkiä vedenkorkeuden vaihteluille, sillä nämä pyydykset viritetään juuri pyydyksen pyyntikorkeuden syvyiseen veteen (Salonen 1994a). Korkeat vedenkorkeudet lisäävät järvessä ajelehtivien kantojen, risujen ja muiden roskien määrää, jotka tarttuvat pyydyksiin ja myös rikkovat niitä.

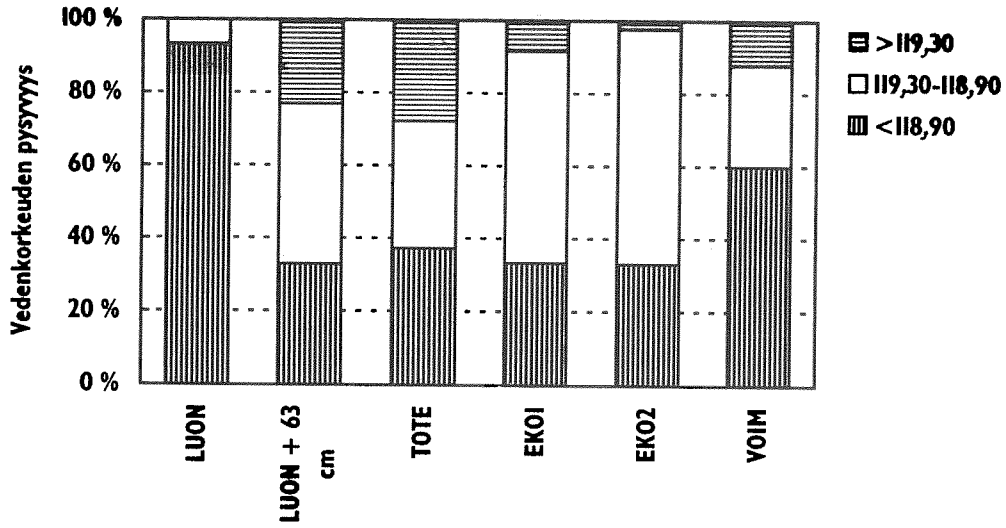
Vyöhykkeiden rajat määritettiin seuraavasti: Liian korkean vedenkorkeuden rajan arvioinnissa hyödynnettiin Salosen (1994a) tekemän postikyselyn tuloksia. Liian matalien vedenkorkeuksien tason määräävänä kriteerinä oli veneellä rantautuminen. Etenkin suojaisilla rannoilla näkyy säännöstelyä edeltänyt vedenkorkeuden vaihtelualue suhteellisen loivana kivikkoisena vyöhykkeenä (Hellsten ym. 1995). Jos vedenkorkeus on liian alhainen, alkaa loiva vyöhyke kivikkoineen vaikeuttaa rantautumista. Rantautumisen kannalta riittäväksi vesisyvyydeksi arvioitiin 40 cm.

Luonnonmukaisen vedenpinnanvaihtelun vaikutusta virkistyskäyttöön ei ole perusteltua arvioida samoilla vyöhykerajoilla kuin säännösteltyä tilannetta, koska säännöstelyllä on nostettu keskimääräisiä vedenkorkeuksia 63 cm. Eri tilanteiden vertailukelpoisuuden parantamiseksi luonnonmukaisen vaihtoehdon vedenkorkeuksia nostettiin em. verran.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Virkistyskäytön kannalta arvioituna EKO2 on paras säännöstelykäytäntö, vaikka kesäaikainen vedenkorkeus siinä aleneekin (kuva 78). EKO2:ssa vedenkorkeus on yli puolet ajasta (pysyvyys noin 65 %) sopivalla tasolla. Liian korkeita vedenkorkeuksia esiintyy erittäin harvoin (pysyvyys noin 2 %). EKO1 on jonkin verran EKO2 vaihtoehtoa epäsuotuisampi, koska liian korkeita vedenkorkeuksia esiintyy siinä useammin (pysyvyys noin 8 %). Toteutunut säännöstely on ekologisia säännöstelykäytäntöjä selvästi huonompi, koska siinä esiintyy liian korkeita vedenkorkeuksia useammin (pysyvyys noin 28 %). Luonnonmukainen (+63 cm) vedenkorkeudenvaihtelu on jonkin verran toteutunutta säännöstelyä parempi vaihtoehto, koska sekä liian korkeita että liian matalia vedenkorkeuksia esiintyy

siinä harvemmin. Voimataloussäännöstelyssä erityisesti alhaiset vedenkorkeudet vaikeuttavat kalastusta ja virkistyskäyttöä, mutta myös liian korkeita vedenkorkeuksia on enemmän kuin ekologisissa säännöstelyissä.



Kuva 78. ***Vedenkorkeuden pysyvyydet virkistyskäytön kannalta liian korkealla (> 119,30), sopivalla (119,30 - 118,90) ja liian matalalla (< 118,90) tasolla eri säännöstelykäytännöissä.***

10.2.5 Tulvavahingot ja rantavyörymät

Mittarit:

Inarijärvellä ei aiheudu rakenteille tulvavahinkoja, mikäli vedenpinta ei nouse kymmeniä senttimetrejä ylärajan yläpuolelle ja mikäli rakenteet on tehty suositusten mukaisesti. Liian korkeat vedenkorkeudet aiheuttavat kuitenkin paikoin hiekkatörmien vyörymistä. Säännöstelykäytäntöjen vertailussa mittareina käytettiin vedenkorkeuden pysyvyyttä tason N_{hanke} + 119,30 m yläpuolella ja avovesikauden korkeinta vedenkorkeutta tarkastelujaksolla 1960 - 1989.

Arviointimenetelmä:

Vyöryalttiita rantoja on Inarijärven säännöstelyn vaikutuspiirissä yhteensä 63,7 km. Eniten niitä on Ivalojoen alaosalla ja Inarijärvellä Paratakon-Väylän, Inarin kirkonkylän, Nellimin ja Veskoniemen alueilla. Vyöryalttiiden rantojen seurannan perusteella korkea vedenpinta ja voimakkaat tuulet ovat nopeuttaneet rantojen vyörymistä. Rantavyöryjä vähentäisi avovesikauden korkeimpien vedenkorkeuksien alentaminen. Varsinkin syksyllä esiintyvät korkeat vedenkorkeudet ovat haitallisia, koska syksyllä kovien tuulien esiintymistodennäköisyys on suurempi kuin kesällä.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Luonnonmukaisessa vedenkorkeuden vaihtelussa esiintyy haitallisen korkeita vedenkorkeuksia vähiten. Myös avovesikauden ylin vedenkorkeus on siinä muita käytäntöjä selvästi alhaisempi. Rantojen vyöryminen on voimakkainta toteutuneessa säännöstelyssä, jossa korkeuden N_{hanke} + 119,30 m ylittävien vedenkorkeuksien osuus avovesikauden vedenkorkeuksista on lähes 30 % ja avovesikauden korkein vedenkorkeus on 10 - 40 cm suurempi kuin muissa säännöstelykäytännöissä. Ekologisissa säännöstelykäytännössä ja voimataloussäännöstelyssä alttius rantojen vyörymiselle on huomattavasti pienempi kuin toteutuneessa säännöstelyssä.

10.2.6 Paatsjoen ekologia

Mittarit:

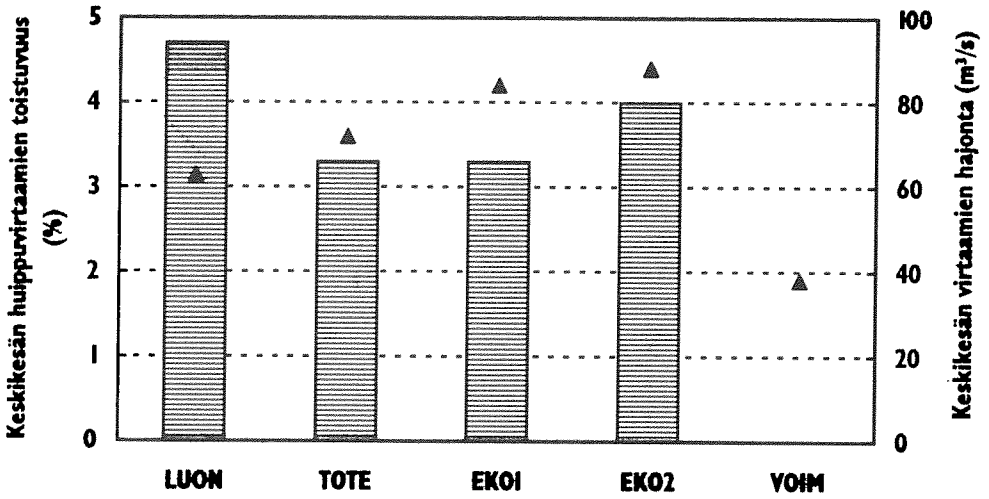
Paatsjoen eliöyhteisöjen mittareina käytetään suurten virtaamien (yli 350 m^3/s) toistuvuutta (%) keskikesällä (1.7. - 11.8.) ja virtaaman hajontaa (m^3/s).

Arviointimenetelmä:

Paatsjoen eliöyhteisöistä on kalastoa lukuunottamatta hyvin vähän tutkittua tietoutta. Kesäaikaisia virtaamamuutoksia ja niiden vaikutuksia Paatsjoen ekosysteemiin ei ole juurikaan tutkittu ja asiaa voidaan tarkastella ainoastaan yleisellä tasolla. Virtaamien vähentäminen voi aiheuttaa vedenkorkeuden laskua Paatsjoessa. Tällä puolestaan on myönteinen vaikutus rantakasvillisuuden kehittymiseen ja vesilintujen pesinnän onnistumiseen. Suuret virtaamat Paatsjoella avovesikauden aikana aikaansaavat vedenpinnan nousun patoaltaissa, jolloin erityisesti kasvillisuuden elinolosuhteet huononevat. Lisäksi vedenkorkeuden ja virtaaman jatkuva vaihtelu lisää eliöyhteisöihin kohdistuvaa stressiä. Toisaalta lisääntyvä veden vaihtuvuus vähentää rehevöitymistä. Pitkään jatkuessaan virtaamamuutokset aiheuttavat muutoksia tuotannollisen ranta-alueen laajuudessa.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Huippuvirtaamien toistuvuuden perusteella arvioituna voimataloussäännöstely on selvästi paras säännöstelykäytäntöä (kuva 79). Siinä ei esiinny lainkaan yli 350m^3/s virtaamia. Myös virtaamien hajoamat ovat selvästi pienemmät kuin muissa vaihtoehdoissa. Luonnonmukainen vedenkorkeuden vaihtelu on huippuvirtaamien toistuvuuden perusteella huonoin vaihtoehto, vaikkakin sillä voisi olla umpeenkasvua vähentävä vaikutus. Virtaamien hajontojen suhteen ekologiset **säännöstelykäytännöt ovat huonoimmat.**



Kuva 79. ***Säännöstelykäytäntöjen vaikutus Paatsjoen ekologiaan. Pylväät kuvaava yli 350 m^3/s virtaamien toistuvuutta keskikesällä (1.7. - 11.8.). Kolmiot kuvaavat keskikesän virtaamien (m^3/s) hajontaa.***

10.2.7 Paatsjoen energiatalous

Mittarit:

Energiatalouden mittareina käytettiin tarkastelujakson keskimääräistä vuosituotantoa (GWh/v) sekä keskimääräistä vuosituottoa (milj. mk/v).

Arviointimenetelmä:

Vesivoimalaitosten sähköenergian tuotanto määritettiin laitoksittain virtaaman ja putouskorkeuden perusteella (luku 4.5.1 taulukko 8) noin 10 vuorokauden pituisten osajaksojen keskivirtaamia käyttäen. Maksimituotanto määräytyi laitosten rakennusvirtaamien (turbiinien läpi juoksutettavissa oleva suurin tehollinen virtaama) mukaan. Eri voimalaitosten kokonaisvirtaamat kullekin osajaksolle määritettiin Inarijärven juoksutusvesimäärän ja taulukossa 8 (luku 4) esitettyjen keskivirtaamien suhteen perusteella, koska Paatsjoen sivuvaluma-alueilta tulevien ns. välivesien määristä ei ollut havaintoarvoja käytettävissä. Tästä syystä todelliset virtaamat Paatsjoen keski- ja alaosan voimalaitoksilla ovat toukokuussa ja kesäkuun alkupuolella suuremmat kuin mitä laskelmissa on käytetty. Mikäli Inarijärven juoksutus on kyseisenä aikana ollut tarkastellussa säännöstelykäytännössä esimerkiksi alle 100 m^3/s, olisi todellinen energiatuotanto ilmeisesti hieman laskettua suurempi. Eri vaihtoehtojen vertailussa ei tällä ei kuitenkaan ole oleellista merkitystä.

Vesivoimalaitosten energiatuoton, eli energian rahallisen arvon määrittämisessä, käytettiin norjalaisten voimalaitosten osalta Imatran Voima Oy:n hinnoittelujärjestelmän H/85 mukaisia yksikköhintoja 1.5.1995, minkä mukaan energian hinta oli kesäaikana (1.4. - 31.10.) 90,11 mk/MWh ja talviaikana (1.11. - 31.3.) 193,24 mk/MWh. Venäläisten voimalaitosten sähköenergian hinnoittelu ei kuitenkaan ainakaan vielä toistaiseksi perustu kausihinnoitteluun, joten sen arvona käytettiin vakiohintaa 147,50 mk/MWh. Laskelmissa ei otettu huomioon voimalaitosten tehohyötyjä talvikuukausien (joulukuu - helmikuu) aikana. Eri säännöstelykäytäntöjen mukaisia keskimääräisiä tehonmuutoksia joulukuun - helmikuun aikana ei siis kerrottu IVO:n hinnoittelujärjestelmän mukaisella huipputehon tilaushinnalla (17 409,74 mk/MW/kk).

Kunkin tarkastellun vaihtoehdon saamiseksi mahdollisimman hyvin keskenään vertailukelpoiseksi on laskelmissa otettu huomioon laskentajakson 1960 - 1989 aikana tapahtuneen Inarijärven varastotilan muutoksen vaikutus energiatuotantoon siten, että jakson aikana mahdollisesti varastoon jäänyt vesimäärä on oletettu juoksutettavan Paatsjokeen tasaisesti talviaikana. Negatiivinen varastomuutos on puolestaan otettu huomioon kokonaistuotantoa vähentävänä.

Ekologisten säännöstelykäytäntöjen (EKO1 ja EKO2) sekä voimataloudellisen säännöstelykäytännön laskennat aloitettiin jo vuoden 1959 alusta, jotta varsinaisen tarkastelujakson (1960 - 1989) alun vesitilanne vastaisi tarkasteltuja käytäntöjä. Ekologisissa säännöstelykäytännöissä vuoden 1960 alun vedenkorkeus Inarijärvessä oli N_{hanke} + 118,87 m ja voimataloudellisessa tarkastelussa N_{hanke} + 118,60 m. Luonnonmukaisessa tapauksessa vastaavan ajankohdan vedenkorkeus oli N_{hanke} + 117,90 m ja toteutuneessa säännöstelyssä N_{hanke} + 118,14 m.

Säännöstelykäytäntöjen vertailu:

Paatsjoen vesivoimalaitosten putouskorkeuksien ja rakennusvirtaamien perusteella laskettuna olisi sähköenergian teoreettinen maksimituotanto ollut tarkastellulla vuosijaksolla noin 1 450 GWh/v. Kun luonnonmukaisessa tilanteessa energiatuotannon määräksi saatiin 1 364 GWh/v, voidaan säännöstelyllä saavutettavan teoreettisen maksimihyödyn todeta nykyisellä voimalaitosten rakennusasteella olevan 85 GWh/v. Toteutuneella säännöstelyllä tuotettu energiamäärä on tarkastelujaksolla ollut 1 404 GWh/v, joten käytännössä säännöstelyhyöty on ollut vain 40 GWh/v eli 47 % maksimihyödystä.

Voimataloudellisessa säännöstelyssä energiatuotanto (1 435 GWh/v) oli luonnonmukaiseen tilanteeseen verrattuna noin 70 GWh/v ja toteutuneeseen säännöstelyyn verrattuna noin 30 GWh/v suurempi. Rahassa arvioituna voimataloudellinen säännöstelykäytäntö merkitsisi 14,7 miljoonan markan vuosittaista säännöstelyhyötyä ja nykyisestä säännöstelykäytännöstä siihen siirtyminen 5,3 miljoonan markan vuosittaista lisähyötyä.

Tarkastelluista ekologisista säännöstelykäytännöistä lievempi (EKO1) pienensi Inarijärven säännöstelyllä saavutettua voimataloudellista hyötyä 5 GWh/v eli 12,5 %. Rahassa mitattuna menetys olisi 1,0 milj. mk/v. Voimakkaammin suoritettu ekologinen säännöstely (EKO2) pienensi hyötyä 15 GWh/v eli 37,5 %, minkä rahallinen merkitys olisi 2,8 milj. mk/v.

Taulukossa 21 on esitetty tutkittujen säännöstelykäytäntöjen mukaiset energiatuotannot ja niiden rahalliset arvot.

Taulukko 21. Inarijärven erilaisten säännöstelykäytäntöjen mukaiset Paatsjoen vesivoimalaitosten keskimääräiset energian kokonaistuotannot (GWh/v) ja -tuotot (milj. mk/v) vuosijaksolla 1960 - 1989.

Säännöstelykäytäntö	Energian tuotanto (GWh/v)			Energian tuotto (milj. mk/v)		
	Talvi	Kesä	Yhteensä	Hyöty	Yhteensä	Hyöty
Luonnonmukainen	453	911	1 364		192,2	
Toteutettu	592	812	1 404	40	201,6	9,4
Eko1	580	819	1 399	35	200,6	8,4
Eko2	563	826	1 389	25	198,8	6,6
Voimataloudellinen	634	801	1 435	71	206,9	14,7

10.3 Yhteenveto säännöstelykäytäntöjen vertailusta

Säännöstelykäytäntöjen vertailun tulokset on tiivistetty taulukoihin 22 ja 23, joissa on vertailtu eri vaihtoehtoja keskeisiksi arvioitujen muuttujien suhteen. Taulukossa 22 on esitetty vaihtoehtojen vaikutukset numeerisessa muodossa käyttäen hyväksi edellä esitettyjä mittareita. Taulukossa 23 säännöstelykäytäntöjen paremmuutta on arvioitu muuttujittain, muutoin niitä ei ole asetettu paremmuusjärjestykseen. Taulukoissa esiintyvä HUVA vaihtoehto on esitelty luvussa 10.4.

10.3.1 Toteutunut säännöstely

Säännöstelyn vaikutukset kohdistuvat ylimpään rantavyöhykkeeseen, jossa rantojen kuluminen on lisääntynyt vedenkorkeuden noston myötä. Inarijärven rantavyöhykkeeseen vaikuttaa nykyisen vedenkorkeuden vaihtelun lisäksi myös säännöstelyllä tehty vedenpinnan nosto. Erityisesti saraikko ja ilmaversoiset kasvit ovat kärsineet sekä eroosiosta että vedenkorkeuden vähäisestä vaihtelusta avovesikausien aikana. Vedenpinnan noston seurauksena rantavyöhykkeen prosessit kiihtyivät ja aikaisempi rantakasvillisuus hävisi suurelta osin. Rantavyöhyke on kuitenkin osittain vakiintunut ja kasvillisuus leviämässä takaisin vanhoille kasvupaikoilleen. Osa rantavyöhykkeestä on kuitenkin edelleen paljaana. Erityisesti hiekkarannat ovat varsin epävakaita ympäristöjä kasvillisuudelle ja pohjaeläimistölle. Ilmaversoisen kasvillisuuden (esim. kortteet, ruo'ot) viihtyvyyteen vaikuttaa erityisesti vedenpinnan vaihtelua avovesikaudella. Säännöstelyllä on muutettu vedenpinnan vaihtelurytmiä niin, että avovesikaudella vedenpinta on luonnonmukaista vakaampi. Tämä on kaventanut ilmaversoisen kasvillisuuden esiintymisaluetta. Säännöstelyn vaikutus rantavyöhykkeelle laskeutuvan jään vaikutusalueisiin ja sitä kautta erityisesti pohjalehtiseen kasvillisuuteen on melko vähäinen, koska kirkkaasta vedenlaadusta johtuen suuri osa tuottavasta vyöhykkeestä pysyy sulana.

Välillisesti rantavyöhykkeellä tapahtuneet muutokset ovat vaikuttaneet lähinnä pohjaeläimistön ja eläinplanktonin kautta myös kalojen ravintovaroihin. Muutokset rantavyöhykkeessä ja kevään vedenkorkeuksissa ovat todennäköisesti alentaneet rantaeläinplanktonin määrää. Vedenpinnan vuotuisen vaihteluvälin

kasvu on vähentänyt myös pohjaeläimistön määrää ja tuotantoa. Säännöstelyllä on myös lisätty vedenpinnan alenemista talvella. Tällä on voinut olla haitallisia vaikutuksia matalaan kutevien kalojen mädin säilyvyyteen. Kalakantojen tilan kannalta haitallisinta on kuitenkin ollut rantavyöhykkeen monimuotoisuuden ja tuotannon aleneminen, minkä seurauksena Inarijärven kalantuotantopotentiaalin voidaan arvioida alentuneen luonnontilaisesta.

Taulukko 22. Inarijärven eri säännöstelykäytäntöjen vaikutukset järven eri eliöyhteisöihin ja käyttömuotoihin tutkimuksessa määritettyjä mittareita hyväksi käyttäen.

	TOTE	EKO1	EKO2	LUON	VOIM	HUVA	Mittari
Rantavyöhyke							
Rantojen kuluminen	28	8	2	0	12	11	Korkeiden vedenkorkeuksien (yli 119,30 m) esiintyminen avovesikaudella (%)
	0,67	0,62	0,56	0,58	0,78	0,68	Ylimmän ja alimman vedenkorkeuden erotus avovesikaudella (m)
Pohjalehtiset	12	12	12	23	17	13	Jäätyvän rantavyöhykkeen osuus tuottavasta rannasta(%)
Saraikko ja ilmaversoiset	43	57	63	87	40	47	Vuosien osuus, jolloin vedenpinnan aleneminen kasvukaudella on >10 cm(%)
	37	33	33	10	37	40	Vuosien osuus, jolloin vedenpinta on vakaa kasvukaudella +- 10 cm (%)
	20	10	3	3	23	13	Vuosien osuus, jolloin vedenpinnan nousu kasvukaudella on > 10 cm (%)
Rantalinnusto	43	44	41	26	48	44	Vedenpinnan nousu keskimääräisestä jäänlähtöajasta kesäkuun loppuun (cm)
Kalasto ja kalastus							
Ravintovarat							
- Pohjaeläimet	1,46	1,38	1,32	1,12	1,59	1,46	Vedenkorkeuden keskimääräinen vuosivaihtelu (m)
	284	306	324	403	253	284	Teoreettinen biomassa (mg/m^2)
- Eläinplankton	118,88	118,95	118,96	118,58	118,53	118,85	Kesäkuun vedenkorkeuden mediaani (m)
	119,19	119,18	119,16	118,75	118,82	119,08	Kesäkuun vedenkorkeuden yläverhokäyrä (m)
	118,50	118,64	118,66	118,33	118,07	118,57	Kesäkuun vedenkorkeuden alaverhokäyrä (m)
Mädin säilyminen	0,56	0,57	0,56	0,46	0,70	0,62	Vedenkorkeuden aleneminen alkutalvella 21.10. - 6.2. (m)
Virkistyskäyttö ja kalastus	28	8	2	0	12	11	Yli 119,30 m vedenkorkeuksien osuus avovesikauden vedenkorkeuksista (%)
	37	33	33	93	60	34	Alle 118,90 vedenkorkeuksien osuus avovesikauden vedenkorkeuksista (%)
	1,23	1,19	1,12	0,70	1,35	1,27	Vedenpinnan alenema talvella
Tulvavahingot ja rantavyörymät	28	8	2	0	12	11	Rantavyöryjä aiheuttavien vedenkorkeuksien (yli 119.30 m) toistuvuus (%)
	119,57	119,43	119,43	119,19	119,47	119,49	Avovesikauden korkein vedenkorkeus (m)
Paatsjoen ekologia	3.3	3,3	4,0	4,7	0	2,0	Suurten (yli 350 m^3/s) virtaamien toistuvuus keskikesällä (1.7. - 11.8.) (%)
	72	84	88	63	38	75	Keskikesän (1.7. - 11.8.) virtaaman hajonta (m^3/s)
Vesivoima	0	-1,0	-2,8	-9,4	5,3	1,2	Hyödyn muutos (Mmk/v)
	0	-5	-15	-41	31	7	Sähkön määrän muutos (GWh/v)

Virkistyskäytön kannalta vedenpinta on toteutuneessa säännöstelyssä ollut useina vuosina rantojen käytön ja rantautumisen kannalta hieman liian korkealla. Korkeat vedenkorkeudet ovat ajoittain haitanneet myös kalastusta lisäämällä irtaimen puuaineksen määrää vedessä.

Inarijärven säännöstelystä hyötyvät Paatsjoen vesivoimalaitokset, joita on Venäjällä 5 ja Norjalla 2. Hyöty muodostuu pääasiassa siitä, että osa kesäajan sähköntuotannosta siirretään kulutuksen kannalta arvokkaampaan talviaikaan.

Lisäksi säännöstelyllä on voitu vähentää ohijuoksutuksia ja siten lisätä tuotetun sähkön määrää. Paatsjoen voimalaitosten vuosituoton arvo on hinnoittelutavasta riippuen ollut tarkastelujaksolla keskimäärin 190 - 200 milj. mk vuodessa. Säännöstelyn kokonaishyöty on keskimäärin noin 25 milj.mk vuodessa (luku 4.5). Vertailussa käytetyllä hinnoittelulla (luku 10.2.7) säännöstelyhyöty on noin 10 milj. mk/v.

Taulukko 23. Inarijärven eri säännöstelykäytäntöjen vertailu. Vaikutusten merkittävyyttä on arvioitu asteikolla +++ huomattava myönteinen vaikutus, ++ kohtalainen myönteinen vaikutus, + vähäinen myönteinen vaikutus, 0 ei vaikutusta, - vähäinen kielteinen vaikutus, -- kohtalainen kielteinen vaikutus, --- huomattava kielteinen vaikutus. Vertailukohtana on toteutunut säännöstely.

	TOTE	EKO1	EKO2	LUON	VOIM	HUVA
Rantavyöhyke						
Kuluminen	0	+	++	++	-	+
Pohjalehtiset	0	0	0	-	-	0
Saraikko ja ilmaversoiset	0	+	++	+++	0	+
Kokonaisuutena	0	+	++	+++	-	+
Kalasto ja kalastus						
Ravintovarat						
- Pohjaeläimet	0	+	++	+++	-	0
- Eläinplankton	0	+	+	++	--	-
Mädin säilyminen	0	0	0	+	--	-
Kokonaisuutena	0	+	+	++	--	0
Virkistyskäyttö ja kalastus	0	+	++	+++	++	
Tulvavahingot ja rantavyörymät	0	++	++	+++	+	+
Paatsjoen ekologia						
Vesivoima	0	-	--	---	+++	+

10.3.2 Ekologinen säännöstely 1 (EKO1)

EKO1:ssä erityisesti kesän vedenkorkeudet poikkeavat toteutuneesta säännöstelystä (kuvat 68 - 69). Liian korkeita vedenkorkeuksia on pyritty välttämään ja tavoitteena on ollut kesän aikana aleneva vedenpinta. Koska juoksutuksista päätettäessä on voimataloudellisilla näkökohdilla ollut suurempi paino kuin EKO2:ssa, muutokset vedenkorkeuksissa ovat vähäisemmät kuin EKO2:ssa. Rantavyöhykkeen eroosio on sekä ylimpien vedenkorkeuksien harvinaistumisen myötä että avovesikautisen vedenpinnan tason laskun myötä selvästi pienempi kuin toteutuneessa säännöstelyssä (taulukko 22). Ilmaversoisen kasvillisuuden esiintymisalueet laajenevat, koska vedenpinta alenisi avovesikaudella nykyistä enemmän. EKO1:n vedenkorkeudet ovat virkistyskäytön kannalta varsin hyvät. Vedenkorkeus on virkistyskäytölle sopivalla tasolla EKO1:ssa keskimäärin 88 vuorokautta avovesikaudella (avovesikauden pituus on keskimäärin 151 vrk). Liian korkeita vedenkorkeuksia esiintyy kolme kertaa harvemmin kuin toteutuneessa säännöstelyssä. Energiamenetyksen taloudellinen arvo on noin 1,0 milj. mk/v.

10.3.3 Ekologinen säännöstely 2 (EKO2)

EKO2:ssa pyrittiin vedenkorkeuksille asetettuja ekologisia suositusrajoja noudattamaan tiukemmin kuin EKO1:ssä. Vedenpinta pyrittiin saamaan laskuun viimeistään heinäkuun alkupuolella. Voimataloudellisia näkökohtia otettiin myös tässä

vaihtoehdossa huomioon. Rantojen kulumisen väheneminen ja muutokset kesävedenkorkeuden rytmissä lisäävät rantavyöhykkeen vakautta, tuotantotasoa ja monimuotoisuutta. Ilmaversoisen kasvillisuuden esiintymisalueet laajenevat edelleen. Rantaeläinplanktonin ja pohjaeläinten määrät lisääntyvät, mikä mahdollistaa nykyistä suuremman kalantuotantopotentiaalin. Ravintovarojen paraneminen voi myös lisätä kalakantojen vakautta. Vedenkorkeuden alenema talvella vähenee hieman, millä voi olla lievä myönteinen vaikutus matalaan kutevien syyskutuisten kalojen, esim. riikasiian, mädin säilymiseen. Virkistyskäytön kannalta EKO2 on tarkastelluista vaihtoehdoista paras. Avovesikaudella vedenkorkeus on 98 vrk eli noin 65 % ajasta hyvällä tasolla. Ero EKO1:een on noin 10 %. Liian korkeita vedenkorkeuksia ei EKO2:ssa esiinny juuri lainkaan. Vesivoimantuotannolle vaihtoehdosta aiheutuu varsin huomattavia menetyksiä, noin 3,0 milj. mk/v. Tämä aiheutuu ohijuoksutusten lisääntymisestä ja tuotannon siirtymisestä talvesta kesään.

EKO2 on hieman edullisempi rantavyöhykkeen tilan ja virkistyskäytön kannalta kuin EKO1, mutta vesivoimatuotannon suhteen selvästi huonompi kuin EKO1. Esimerkiksi saraikon ja ilmaversoiskasvien pinta-aloissa ei vaihtoehtojen välillä ole suuria eroja. Vedenpinnan talvialenema on EKO2:ssa noin 10 % pienempi kuin EKO1:ssä Tällä ei kuitenkaan ole suurta merkitystä kasvillisuudelle tai kalastolle. Voimataloudellinen menetys on EKO2:ssa kuitenkin yli kaksi kertaa suurempi kuin EKO1:ssä. Yhteenvetona voidaan todeta, että EKO2:sta voimataloudelle aiheutuvat suhteelliset menetykset ovat suuremmat kuin vesiluonnolle ja virkistyskäytölle aiheutuvat suhteelliset hyödyt. Edellisen perusteella EKO1 on näistä säännöstelykäytännöistä suositeltavampi. Toisaalta myös EKO1:stä voimataloudelle aiheutuvat menetykset on arvioitu niin suuriksi suhteessa saavutettaviin hyötyihin, että sen toteuttamista sellaisenaan ei voida pitää perusteltuna.

Paatsjoen ekologian kannalta tutkitut ekologiset säännöstelykäytännöt vaikuttavat huonommilta kuin muut vaihtoehdot. Varsinkin suuret virtaamat kesäaikana saattavat olla hyvin haitallisia rantaeliöstölle. Lisäksi niistä on haittaa Paatsjoen kalastukselle ja rantojen käytölle.

10.3.4 Luonnonmukainen vedenkorkeuden vaihtelu

Luonnonmukaisessa vedenkorkeudenvaihtelussa rantavyöhykkeen tuotanto, monimuotoisuus ja kalantuotantokyky lisääntyisivät. Ilmaversoisen kasvillisuuden elinalue laajenee, koska vedenpinta laskee siinä avovesikauden aikana huomattavasti. Lisääntynyt kasvillisuus yhdessä alentuneen tulvakorkeuden kanssa lisää rantavyöhykkeen vakautta merkittävästi. Toisaalta vedenkorkeuden keskimääräinen vaihtelu vähenee lisäten pohjaeläimistön biomassaa ja edistäen mahdollisesti syyskutuisten kalojen mädin säilymistä.

Virkistyskäytön kannalta luonnonmukainen vedenkorkeuden vaihtelu siirrettynä nykyisten vedenkorkeuksien tasolle ei juurikaan muuttaisi nykyistä tilannetta, vaikka toisaalta nopeammin nouseva keväinen vedenkorkeus helpottaisi veneilyä. Paatsjoen voimataloudelle aiheutuvat tappiot ovat huomattavia, noin 10 milj. mk/v, minkä vuoksi luonnonmukaisen vedenkorkeuden noudattaminen ei käytännössä ole mahdollista.

10.3.5 Voimataloussäännöstely

Voimataloussäännöstelyllä on merkittäviä haitallisia vaikutuksia Inarijärven ekosysteemiin ja virkistyskäyttöön. Vedenpinta laskee lähelle säännöstelyn alarajaa avovesikaudella, jolloin suurehko osa rantavyöhykkeestä jäätyy tai jää ainakin jään painamaksi. Vedenpinta nousee hitaasti avovesikaudella saavuttaen huippunsa

vasta syyskuussa. Ylimmän rantavyöhykkeen eroosio on hyvin vähäistä, mutta toisaalta se voi alkaa uudelleen alemmalta tasolla. Rantavyöhykkeen kasvillisuudelle vedenkorkeuden hidas nousu on sen sijaan haitallinen. Virkistyskäytön kannalta vedenkorkeus on usein liian matalalla koko avovesikauden. Voimataloussäännöstelyllä saavutetun lisäenergian arvo on 5,5 milj. mk vuodessa.

Voimataloussäännöstelyllä lisätään merkittävästi Inarijärven säännöstelyllä aikaansaatua voimataloushyötyä. Sillä on kuitenkin huomattavan haitallisia vaikutuksia rantavyöhykkeeseen, kalakantoihin ja kalastukseen sekä virkistyskäyttöön, minkä vuoksi sitä ei koskaan ole noudatettu, vaikka se voimassaolevien säännöstelylupien puitteissa olisikin mahdollista. Myös tässä yhteydessä tehdyt laskelmat osoittivat voimataloussäännöstelyn olevan erittäin haitallinen Inarijärven ekosysteemille, kalastukselle ja virkistyskäytölle.

10.4 Johtopäätökset ja nykyistä paremman säännöstelyn vaihtoehto (HUVA)

Säännöstelykäytäntöjen vertailu osoitti, että tarkastellut ekologiset säännöstelykäytännöt eivät sellaisenaan ole toteuttamiskelpoisia. Niissä esitetty kesäaikainen vedenpinnan alentaminen edellyttäisi Inarijärven tulovirtaamia suurempia juoksutuksia. Tarkastellulla ajanjaksolla heinäkuun keskimääräinen tulovirtaama on ollut 205 m^3/s ja vedenpinnan alentaminen yhdellä senttimetrillä vuorokaudessa edellyttäisi tällöin noin 330 m^3/s juoksutusta. Kun Paatsjoen ylimpien voimalaitosten rakennusvirtaama on vain 180 m^3/s, aiheutuisi vedenpinnan kesäaikaisesta alentamisesta suuria ohijuoksutuksia. Johtopäätöksenä voidaan näin ollen todeta, että Inarijärvellä ei ole mahdollista päästä selvästi nykyistä luonnonmukaisempaan kesävedenkorkeuden rytmiin ilman suuria voimataloudellisia menetyksiä.

Inarijärvellä on suhteellisen usein esiintynyt korkeita, tason N_{hanke} + 119,30 m ylittäviä vedenkorkeuksia. Ne ovat sekä rantojen tilan että vesistön käytön kannalta haitallisia ja siksi niiden alentamista on pidetty tärkeänä. Avovesikauden ylimpiä vedenkorkeuksia voidaan alentaa ilman merkittäviä ohijuoksutuksia Paatsjoen voimalaitoksilla vain kevään tavoitteellisia vedenkorkeuksia alentamalla. Tämä puolestaan lisää riskiä, että kesäajan vedenkorkeus jää liian alhaiselle tasolle.

Säännöstelykäytäntöjen vertailun tulosten perusteella päädyttiin suosittelemaan Inarijärven säännöstelyn muuttamista siten, että vesiluonnon, virkistyskäytön ja kalastuksen kannalta haitallisiksi arvioituja korkeimpia vedenkorkeuksia alennetaan ja toisaalta kesän vedenkorkeuksissa pyritään laskevaan suuntaan. Käytännössä alentamisen hyötyjen ja haittojen arvioimiseksi muodostettiin uusi teoreettinen säännöstelykäytännön vaihtoehto, jota kutsutaan HUVA:ksi (HUippu Vedenkorkeuksien Alentaminen).

HUVA:ssa kevään tavoitteellisena vedenkorkeutena käytettiin talviaikaisen vesi- ja lumitilanteen kehittymisen mukaan tasoa N_{hanke} + 117,60 - 117,80 m. Kesäkuun alkupuolella lumen sulamiskaudella juoksutus pyrittiin lisäämään niin suureksi, kuin mitä se ilman merkittäviä ohijuoksutuksia Paatsjoen voimalaitoksilla voi olla, mikäli Inarijärven vedenpinta oli tason N_{hanke} + 118,70 - 118,80 m yläpuolella ja sen ennakoitiin nousevan juhannukseen mennessä korkeuden N_{hanke} + 119,-00 m yläpuolelle. Jos vedenkorkeutta N_{hanke} + 119,00 m ei ennakoitu saavutettavan heinäkuun alkuun mennessä, pienennettiin juoksutusta ensin määrään 120 - 140 m^3/s ja sen jälkeen tarvittaessa määrään 90 - 100 m^3/s. Tällä pyrittiin estämään vedenpinnan liiallinen aleneminen. Jos vedenkorkeuden pelättiin nousevan tason N_{hanke} + 119,30 m yläpuolelle, pyrittiin nousu rajoittamaan kyseiseen korkeuteen lisäämällä juoksutusta siihen määrään asti, kuin siitä arvioitiin koituvan Paatsjoen voimalaitosten kokonaisenergiatuotannon kannalta lisäystä. Mikäli vedenpinta

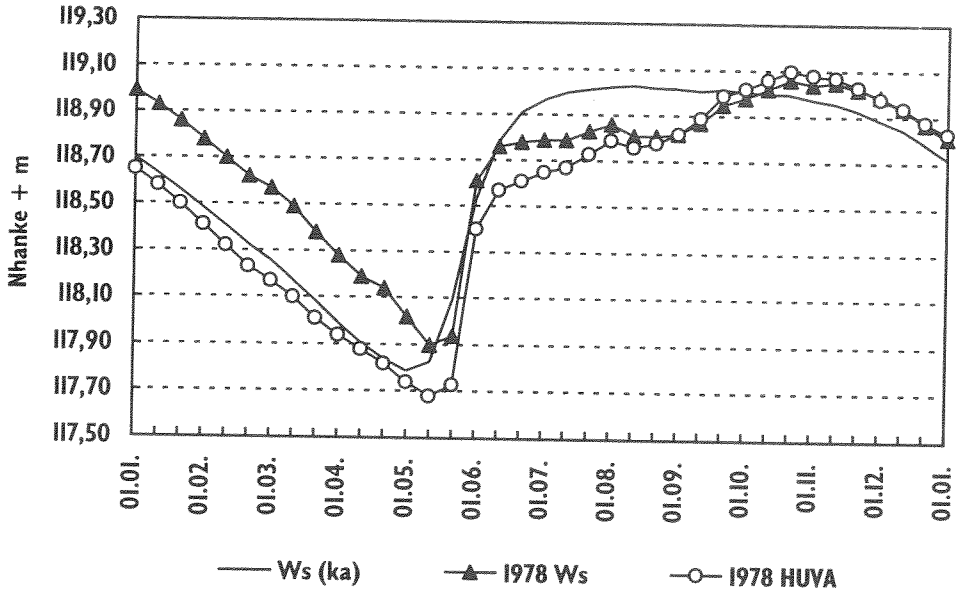
nousi korkeuden N_{hanke} + 119,35 m yläpuolelle, pyrittiin vedenpinta saamaan juoksutusta lisäämällä mahdollisimman nopeasti kyseisen tason alapuolelle. Vedenpintaa alennettiin juoksuttamalla voimalaitosten koneistojen kannalta maksimaalisesti, kunnes vedenpinta oli laskenut korkeuden N_{hanke} + 119,15 - 119,20 m alapuolelle.

HUVAn vaikutukset Inarijärven vedenkorkeuksiin sekä vesistön tilaan ja käyttöön arvioitiin samoilla mittareilla kuin muidenkin tutkittujen säännöstelykäytäntöjen vaikutukset (taulukot 22 ja 23). HUVAssa avovesikauden ylimmät vedenkorkeudet alenevat lähes 10 cm. Yli tason N_{hanke} + 119,30 m yläpuolella olevia vedenkorkeuksia esiintyy lähes kolme kertaa harvemmin kuin toteutuneessa säännöstelyssä. Ylimpien vedenkorkeuksien aleneminen lisää rantavyöhykkeen vakautta, mikä on HUVAn merkittävin hyöty verrattuna toteutuneeseen säännöstelyyn. Rantojen kuluminen vähenee erityisesti lajittuneesta aineksesta koostuvilla rannoilla. Myös kalastuksen ja virkistyskäytön kannalta suositus on toteutunutta säännöstelyä parempi.

Erityisesti muikun ja siian poikasten ravintotilanteen kannalta HUVA voisi olla kuitenkin toteutunutta säännöstelyä huonompi. Avovesikauden ylimpien vedenkorkeuksien alentamistavoite johtaa myös alkukesän vedenkorkeuksien alenemiseen (kuva 80). Tällä voi olla vaikutusta syntyvien siika- ja muikkuvuosiluokkien runsauksiin ja poikasten kasvuun. Esimerkiksi Päijänteellä tehdyn tilastollisen tarkastelun mukaan toukokuun alun vedenkorkeus selitti muikun ja siian poikasten kasvussa esiintyneitä vaihteluita (Valkeajärvi 1996). Poikaset kasvoivat parhaiten niinä vuosina, jolloin vedenpinta oli toukokuussa korkealla.

Esitetty muutos lisäisi hieman vesivoimantuotannon määrää Paatsjoessa, koska talviaikaiset juoksutukset lisääntyvät. Lisäksi kesäaikaiset ohijuoksutukset vähenevät jonkin verran, koska alentunut kesäveden taso lisää jonkin verran kesäaikaista varastotilaa. Hyöty olisi luvussa 10.2.7 esitetyllä sähköenergian hinnoittelulla laskettuna noin 1,0 milj mk/v.

Vaikka HUVA säännöstelykäytäntö olisi monessa suhteessa nykyistä säännöstelyä parempi, ei sen toteuttamista sellaisenaan katsottu mahdolliseksi suositella syyskutuisten kalojen lisääntymiseen ja poikasten kasvuun liittyvien mahdollisten haitallisten vaikutusten vuoksi.



Kuva 80. *Vedenkorkeudet HUVA:ssa ja toteutuneessa säännöstelyssä vähäsateisena vuotena 1978. Yhtenäinen viiva kuvaa keskimääräisiä säännösteltyjä veden korkeuksia.*

Kokonaisnäkemys Inarijärven tilaan ja käyttöön vaikuttavista tekijöistä

Luvuissa 7 - 10 on arvioitu happamoittavan ja rehevöittävän kuormituksen, vedenkorkeuden säännöstelyn, kalakantojen hoidon ja säätelyn merkitystä Inarijärven tilaan ja käyttöön. Tässä luvussa arvioidaan ja vertaillaan näiden ns. ohjausmuuttujien vaikuttavuutta. Toisin sanoen arvioidaan kuinka suuri vaikutus vesistön tilaan on esimerkiksi ravinnekuormituksessa ja vedenkorkeuden säännöstelyssä tapahtuvilla muutoksilla. Lisäksi arvioidaan ohjausmuuttujien toteuttamiskelpoisuutta eli sitä, kuinka vaikeaa tai helppoa ohjausmuuttujiin on vaikuttaa sekä teknisestä että yhteiskunnallisesta näkökulmasta (taulukko 24).

Taulukko 24. Inarijärven tilaan vaikuttavat ohjausmuuttujat, niiden nykyinen merkitys ja niihin vaikuttamisen mahdollisuudet. Arvio koskee 1990-luvun alkupuolta. Muuttujan nykyinen merkitys (vaikutuksen voimakkuus) on arvioitu asteikolla hyvin pieni, pieni, melko pieni, melko suuri, suuri tai hyvin suuri. Vastaavasti vaikuttamisen mahdollisuuksia (tekninen ja yhteiskunnallinen toteutettavuus) on arvioitu asteikolla erittäin helppo, helppo, melko helppo, melko vaikea, vaikea, erittäin vaikea.

Ohjausmuuttuja	Vaikutuksen kohde	Vaikutuksen voimakkuus	Tekninen toteutettavuus	Yhteiskunnallinen toteutettavuus
Rehevöittävä pistekuormitus	Veden laatu, vesieliöt	pieni	melko helppo	melko vaikea
Rehevöittävä hajakuormitus ja ravinnelaskeuma	Veden laatu, vesieliöt	melko pieni	erittäin vaikea	erittäin vaikea
Happamoittava kuormitus	Veden laatu, vesieliöt	melko pieni	melko helppo	erittäin vaikea
Säännöstely[1] (nykyinen vedenkorkeuden vaihtelu)	Rantavyöhykkeen eliöt, kalasto	melko suuri	melko helppo	helppo-vaikea
Velvoiteistutukset	Kalasto, muut vesieliöt	hyvin suuri	melko vaikea	vaikea
Kalastus	Kalasto	melko suuri	melko vaikea	vaikea
Vyöryvien rantojen suojaus	Rantavyöhykkeen eliöt, maisema	pieni	melko helppo	melko helppo

[1] Säännöstelyn vaikutukset ovat seurausta vedenpinnan nostosta (noin 60 cm) ja vedenpinnan vaihtelun rytmistä. Taulukossa on arvioitu vain vedenpinnan vaihtelun rytmin muuttamisen vaikutuksia, koska vedenpinnan laskeminen säännöstelyä edeltäneelle tasolle ei ole järkevää, sillä vesiluonto ja vesistön käyttö ovat jo sopeutuneet nykyiseen avovesikauden keskimääräiseen vedenkorkeuteen.

Teknisellä toteutettavuudella tarkoitetaan sitä, kuinka helppoa tai vaikeaa toimenpide on teknisesti toteuttaa ottaen huomioon voimassa olevat vesioikeudelliset luvat ja lainsäädäntö. Yhteiskunnallisella toteutettavuudella tarkoitetaan puoles-

taan sitä, sitä kuinka helppoa tai vaikeaa ohjausmuuttujaan vaikuttaminen on ottaen huomioon aiheeseen liittyvien tavoitteiden ristiriitaisuus, toimenpiteistä aiheutuvat kustannukset ja valtioiden välillä olevat sopimukset.

11.1 Kuormitus

Tutkimuksen tulosten perusteella Inarijärven veden laatu on pääosin erinomainen ja täyttää tiukatkin laatukriteerit. Veden laadun perusteella Inarijärvi ei ole rehevöitymässä, vaan tulokset viittaavat pikemminkin järven karuuntumiseen. Kuitenkin sedimentin piileväanalyysit osoittivat, että järvessä on alkanut lievä rehevöitymiskehitys 1980-luvun lopulla. Tähän voi viitata myös kasviplanktonissa havaittu yksittäisten leväryhmien ajoittainen runsastuminen. Kuitenkin sekä kasviplanktonin että veden laadun perusteella Inarijärveä voidaan pitää edelleen karuna järvenä.

Pääosa, yli 90 %, Inarijärveen tulevista ravinteista on peräisin jokien mukana tulevasta huuhtoumasta ja laskeumasta. Pistemäisen ravinnekuormituksen osuudeksi jää alle 5 % eikä sillä ole merkittäviä vaikutuksia Inarijärven veden laatuun. Teknisesti pistemäisen kuormituksen vähentäminen on jätevedenpuhdistamoiden osalta melko helppoa, mutta kalankasvatuslaitosten osalta vaikeampaa. Yhteiskunnalliselta näkökannalta katsoen Inarijärveen kohdistuvan rehevöittävän pistemäisen kuormituksen vähentämistä voidaan pitää melko vaikeana sen vähäisen merkityksen vuoksi. Toisaalta kansainväliset sopimukset ja vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 2005 edellyttävät kuormituksen vähentämistä myös puhtailla, vähän kuormitetuilla alueilla.

Hajakuormituksen ja laskeuman merkitys Inarijärven tilan kannalta on melko pieni, vaikka laskeuman sisältämistä ravinteista noin puolet on suoraan perustuottajille käyttökelpoisessa muodossa. Teknisesti hajakuormituksen ja ilman kautta kulkeutuvien ravinteiden vähentäminen on erittäin vaikeaa, sillä ne ovat peräisin monesta eri lähteestä eikä niiden vähentämiseen ole kaikilta osin olemassa teknisesti käyttökelpoisia keinoja. Vaikka hajakuormituksen ja laskeuman sisältämien ravinteiden vähentäminen olisikin teknisesti mahdollista, niin se on hyvin kallista ja siten yhteiskunnallisesti erittäin vaikea toteuttaa.

Luonnonhuuhtouma muodostaa valtaosan Inarijärveen tulevasta ravinnekuormituksesta, ja sen suuruuteen vaikuttaminen ei käytännössä ole mahdollista. Kaiken kaikkiaan ravinnekuormitusta voidaankin pitää Inarijärvellä varsin heikkona ohjausmuuttujana eikä perusteita Inarijärven ravinnekuormituksen alentamiseksi juuri ole, vaikka se teknisesti olisikin mahdollista. Kalantuotannon kannalta Inarijärveä voidaan pitää jopa liian ravinneköyhänä vesistönä ja lievällä rehevöitymisellä olisi Inarijärven kalantuotantoa lisäävä vaikutus. Ravinteiden keinotekoista lisäämistä nykyisestä tasosta ei voida kuitenkaan pitää eettisesti hyväksyttävänä ratkaisuna.

1970-luvun puolivälistä alkaen Inarijärvellä havaittu happamoitumiskehitys näyttää vedenlaatuaineiston perusteella pysähtyneen 1980-luvun puolivälissä, ja viime vuosina on ollut havaittavissa lievää puskurikyvyn palautumista. Vaikka Inarijärven happamoitumiskehitys näyttäisi pysähtyneen, niin happamoittavan kuormituksen vähentämistarvetta tulee sen vaikutusten laajakantoisuuden vuoksi tarkastella laajemmasta näkökulmasta kuin ravinnekuormitusta. Happamoittavan kuormituksen alentamiselle edelleen nykyisestä tasosta onkin painavampia perusteluja, sillä Inarijärven valuma-alue on suhteellisen happamoitumisherkkää ja osassa valuma-aluetta happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus ylittyy edelleen. Teknisesti happamoittavan kuormituksen vähentäminen on melko helppoa. Lappiin tuleva happamoittava kuormitus on kuitenkin suureksi osaksi peräisin Venäjältä, missä sen vähentäminen on osoittautunut taloudelliset ja poliittiset näkökohdat huomioon ottaen hyvin vaikeaksi.

11.2 Säännöstely

Inarijärven säännöstelyllä on vaikutusta erityisesti rantavyöhykkeeseen ja sen eliöihin (taulukko 25). Muutokset rantavyöhykkeessä heijastuvat kalakantoihin. Säännöstelyn vaikutuksia arvioitaessa voidaan erottaa säännöstelyn alussa tehdyn vedenpinnan noston vaikutukset ja nykyisen vedenpinnan vaihtelun vaikutukset. Vedenpinnan noston seurauksena rantavyöhykkeen prosessit kiihtyivät ja aikaisempi rantakasvillisuus hävisi. Osa rantavyöhykkeestä on vedenpinnan noston vuoksi edelleen vailla kasvillisuutta.

Taulukko 25. Inarijärven säännöstelyn yleiset vaikutukset järven eri eliöyhteisöihin, käyttömuotoihin ja Paatsjokeen.

Rantavyöhyke	
Eroosio	Lisääntynyt avovesikauden vedenkorkeuden noston myötä
Pohjalehtiset	Pohjan jäätymisen haitallinen vaikutus vähentynyt, mutta eroosio on lisääntynyt
Saraikko ja ilmaversoiset	Esiintymisalue kaventunut, tulvan siirtyminen heikentää kasvuolosuhteita, eroosio lisääntynyt
Rantalinnusto	Jäänlähdön jälkeinen nouseva vedenkorkeus hävittää osan pesistä
Kalasto ja kalastus	
Pohjaeläimistö	Lajisto muuttunut ja biomassa alentunut, erityisesti isokokoisten pohjaeläinten määrä on vähentynyt
Rantaeläinplankton	Ylimmän rantavyöhykkeen kasvillisuusmuutokset ovat alentaneet eläinplanktonin määrää
Mädin säilyminen	Vaikutukset vähäiset
Virkistyskäyttö ja kalastus	Vaikeutunut vedenkorkeuden noston myötä, korkeat kesäiset vedenkorkeudet haittaavat rantautumista
Tulvavahingot	Ei vaikutuksia
Paatsjoen ekologia	Säännöstely on vähentänyt tulvia

Nykyisen vedenpinnan vaihtelun vaikutuksia rantavyöhykkeeseen voidaan pitää melko suurina. Voimakkaimmat vaikutukset rantavyöhykkeeseen ovat seurausta vedenkorkeuden vaihtelussa avovesikaudella tapahtuvista muutoksista. Nykyinen vedenpinnan vaihteluväli, eli vuoden ylimmän ja alimman vedenkorkeuden erotus, ei juurikaan poikkea luonnonmukaisesta ja sen vaikutukset ovat rantavyöhykkeessä siten varsin vähäiset.

Säännöstelyn alussa tapahtunut vedenpinnan nosto vaikuttaa edelleen rantavyöhykkeen tilaan eikä sen vaikutuksia voida kokonaan poistaa muuttamalla vedenkorkeuden vaihtelua. Alentamalla ylimpiä vedenkorkeuksia ja muuttamalla säännöstelykäytäntöä luonnonmukaisempaan suuntaan siten, että vedenpinta laskisi kesän aikana nykyistä enemmän, voidaan rantojen kulumista vähentää ja toisaalta kasvillisuudelle soveliaiden alueiden pinta-aloja laajentaa.

Vedenkorkeuden vaihtelun muuttaminen nykyisestä on teknisesti melko helppoa nykyisten lupaehtojen puitteissa. Vedenkorkeuksille voidaan esimerkiksi asettaa tavoitekorkeuksia. Niiden noudattaminen erilaisissa vesiolosuhteissa voi olla kuitenkin hyvin vaikeaa. Yhteiskunnalliselta kannalta arvioitaessa on otettava huomioon Suomen, Norjan ja Venäjän välinen valtiosopimus, jossa voimatalous asettaa tiettyjä reunaehtoja säännöstelyn toteuttamiselle. Yhteiskunnallisesti arvioituna merkittävien muutosten aikaansaaminen nykyiseen säännöstelykäytäntöön on vaikeaa. Vähäiset muutokset säännöstelykäytännössä, jotka eivät heikennä vesivoimatuotannon edellytyksiä ovat suhteellisen helposti toteutettavissa.

11.3 Velvoiteistutukset

Inarijärven säännöstelystä aiheutuvien kalataloudellisten haittojen kompensoimiseksi istutetaan vuosittain suuri määrä taimenta, nieriää ja siikaa. Istutuksilla on ollut merkittäviä vaikutuksia kalakantoihin.

Suuret petokalaistutukset ovat lisänneet petokalojen sisäistä ja niiden välistä ravintokilpailua ja ravintokaloihin, esimerkiksi muikkuun, kohdistuvaa predaatiopainetta. 1990-luvun alkupuolella, muikkukannan romahdettua, Inarijärven taimenten kunto on heikentynyt ja suurin osa taimenista on ollut lokkilapamadon loisimia. Tämä on heikentänyt taimenten käyttökelpoisuutta ihmisravinnoksi. Petokalaistutusten tuotto on 1990-luvun alkupuolella ollut huono.

Myös siian istutustiheys on ollut liian suuri ja siikaistutusten tuloksellisuus on ollut varsin huono. Liian suuret istutusmäärät ovat lisänneet siikojen ravintokilpailua ja siten alentaneet sekä istutettujen että luonnonvaraisesti lisääntyneiden siikojen kasvua. Istutuksilla voi olla vaikutusta myös siikojen luonnonvaraiseen lisääntymiseen ja mahdollisesti myös vuosiluokan suuruuteen. Toisaalta istutuksilla voidaan tasata vuosiluokkavaihteluita, jotka ilman niitä olisivat jyrkempiä.

Velvoiteistutusten muuttaminen on teknisesti melko vaikeaa. Pieniä muutoksia ja parannuksia velvoitehoidossa voidaan tehdä varsin helposti. Erityisesti tilanteessa, jossa petokalojen ravintotilanne on huono ja siian pyynti on vähenemässä, tarvitaan kuitenkin huomattavia muutoksia nykyiseen velvoitehoitoon. Näin suuret muutokset eivät ole mahdollisia ilman velvoitteen muuttamista vesioikeuskäsittelyssä, mikä voi viedä useita vuosia. Myös kalanviljelyn kyky reagoida nopeisiin muutoksiin on rajallinen. Esimerkiksi kookkaampien istukkaiden osalta viljelyltä edellytetään useampivuotista varautumista istutuksiin. Pikkupoikasten osalta viljelyn mahdollisuus reagoida muutoksiin on nopeampaa.

Yhteiskunnalliselta kannalta arvioituna velvoiteistutusten muuttaminen on vaikeaa, koska kalanviljelyllä on myös aluetaloudellista merkitystä ja koska kalastajien, viranomaisten, tutkijoiden ja kalanviljelijöiden käsitykset istutusten vaikutuksista ja tarpeellisuudesta poikkeavat toisistaan.

11.4 Kalastuksen säätely

Kalastuksen säätelyllä voidaan vaikuttaa merkittävästi kalaston koostumukseen ja rakenteeseen. 1990-luvun alussa kalastuksen vaikutus on ollut vähäisempi kuin 1980-luvulla, jolloin Inarijärvellä harjoitettiin tehokasta troolikalastusta ja isorysäkalastusta.

Kalastukseen vaikuttaminen on teknisesti melko vaikeaa, koska Inarijärvellä on vielä voimassa vanha kalastuslaki, järvellä ei ole voimassaolevaa kalastussääntöä ja koska kalatalouden päätöksentekojärjestelmä on varsin monimutkainen.

Yhteiskunnallisesti arvioituna kalastukseen vaikuttaminen on vaikeaa. Esimerkiksi siian ammattimainen pyynti on Inarijärvellä vähentynyt viime vuosina markkinointivaikeuksien ja alhaisen hintatason vuoksi. Kalastuksen säätelyä vaikeuttaa myös eri intressitahojen erilaiset näkemykset kalastuksen vaikutuksista ja erilaisten rajoitusten merkityksestä.

11.5 Vyöryvien rantojen suojaus

Inarijärvellä kunnostustoimenpiteet ovat rajoittuneet vyöryvien törmien suojaukseen. Toimenpiteet ovat teknisesti varsin helppoja ja yhteiskunnallisestikin suhteellisen helposti toteutettavissa, koska niihin ei juurikaan liity ristiriitoja. Vyörytörmien suojaaminen vähentää liikkeellä olevan materiaalin määrää ja stabiloi

rantoja ja siten edesauttaa esimerkiksi kasvillisuuden leviämistä. Kunnostustoimenpiteiden vaikutusten/merkitys on koko järven tilan kannalta pieni mutta paikallisesti niillä voi olla suuriakin vaikutuksia.

11.6 Johtopäätökset

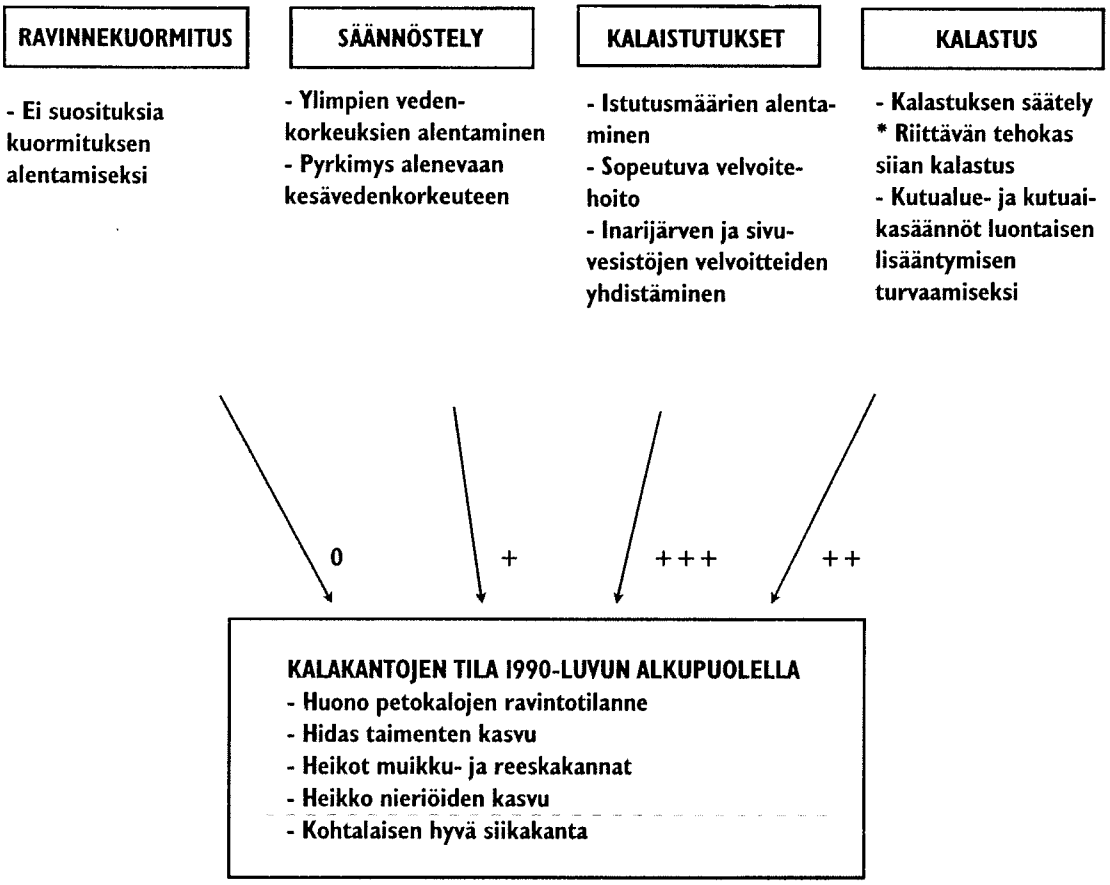
Inarijärven tilan ja käytön suurin ongelma oli 1990-luvun alussa kalakantojen huono tila. Petokalojen ravintotilanne on ollut huono johtuen mm. useita vuosia kestäneestä muikkukadosta. Sen seurauksena esimerkiksi taimenten kasvu on ollut heikkoa ja saaliiksi saatujen taimenten joukossa on ollut huonokuntoisia yksilöitä. Myös Inarijärven isonieriän kanta on ainakin saalistilastojen perusteella hyvin pieni. Sen sijaan isokokoista siikaa järvessä on varsin runsaasti.

Suurin syy kalakantojen huonoon tilaan ovat olleet ravintovaroihin nähden liian suuret petokalaistutukset, minkä vuoksi petokalaistukkaiden kuolleisuus on ollut suuri, kasvu on heikentynyt ja varsinkin taimenessa on esiintynyt runsaasti loisia. Suuret petokalaistutukset ovat osaltaan vähentäneet muikkukannan elpymismahdollisuuksia.

Istutusten kielteisiä vaikutuksia kalayhteisössä voidaan vähentää tehokkaimmin pienentämällä istutuksia ja kehittämällä istutusten toteutustapaa. Myös riittävän tehokkaalla ja oikein kohdistetulla kalastuksella voidaan parantaa istutusten tuloksellisuutta. Kalakantojen tilaa voidaan parantaa myös lisäämällä Inarijärven kalantuotantopotentiaalia. Kalojen ravintona tärkeiden pohjaeläinten ja rantaeläinplanktonin tuotantoon vaikuttaa erityisesti vesistön säännöstelykäytäntö. Säännöstelykäytännön muuttaminen on kuitenkin huomattavasti kalaistutuksia heikompi ohjausmuuttuja. Myös ravinnekuormituksella voidaan vaikuttaa kalantuotantopotentiaaliin. Kalantuotanto ja saaliit ovat runsaimmat Inarijärven rehevimmillä alueilla eli jokisuistoissa. Kalantuotannon kannalta Inarijärveä voidaan pitää jopa liian ravinneköyhänä vesistönä.

12 Suositukset

Tässä luvussa esitetään suosituksia Inarijärven tilan ja käytön parantamiseksi. Suosituksia esitetään vesistön tilan seurannalle, säännöstelylle, kalaistutuksille, kalastukselle ja tiedottamiselle. Suosituksia laadittaessa keskeisenä tavoitteena oli kalakantojen tilan parantaminen. Siihen voidaan vaikuttaa tehokkaimmin kalaistutuksin (kuva 81).



Kuva 81. Inarijärven kalakantojen tila 1990-luvun alussa, siihen vaikuttavat tekijät ja arvio esitettyjen suositusten vaikutavuudesta. Vaikuttavuus on arvioitu asteikolla 0 = ei vaikutusta, + = vähäinen suotuisa vaikutus, ++ = kohtalainen suotuisa vaikutus, +++ = voimakas suotuisa vaikutus.

12.1 Vesistön tila ja kuormitus

Tavoite:

Inarijärveen tulevan rehevöittävän ja happamoittavan kuormituksen tulisi pysyä sellaisella tasolla, että Inarijärven veden laatu säilyy edelleen erinomaisena eikä järvi happamoidu.

Toimenpidesuositukset:

- Inarijärven tilan seurantaa tulee jatkaa ja kehittää siten, että järven mahdollinen alkava rehevöitymiskehitys todetaan selvästi ja riittävän aikaisessa vaiheessa. Tämä edellyttää järveä koskevien tarkkailu- ja seurantaohjelmien tarkistamista sekä biologisen seurannan lisäämistä ja tehostamista. Järven veden laadun ja rehevyystason alueellinen vaihtelu tulee selvittää tarkemmin kartoitusluonteisella tutkimuksella.
- Suomen viranomaisten ja poliitikkojen tulee aktiivisesti pyrkiä vaikuttamaan siihen, että Kuolan niemimaan rikkipäästöjä saadaan vähennettyä mahdollisimman tehokkaasti. Inarijärven valuma-alueelle tulevaa happamoittavaa kuormitusta tulee vähentää siten, ettei vesi- tai maaekosysteemien kriittistä kuormitusta ylitetä.

Vastuutahot:

Seurannat: Lapin ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus.
Happamoittava kuormitus: ympäristöministeriö, ulkoministeriö, kauppa- ja teollisuusministeriö, Barentsin euroarktinen neuvosto ja alueneuvosto, Lapin ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus.

Perustelut:

Koska ihmistoiminnasta aiheutuvan kuormituksen, etenkin pistekuormituksen, merkitys Inarijärven tilan kannalta on vähäinen, erityisiä toimenpiteitä nykyisen kuormituksen vähentämiseksi ei tarvita. Jo tällä hetkellä tapahtuneet ja tiedossa olevat kuormituksen vähentämistoimenpiteet sekä yleisten vesiensuojelutavoitteiden edistäminen riittävät todennäköisesti pitämään Inarijärven edelleen karuna ja vesistöjen laadullisen yleisluokituksen mukaan pääosin erinomaisena vesistönä.

Inarijärven tilaa kuvaavat suureet antavat osittain ristiriitaisia tuloksia. Jotta järven mahdollinen alkava rehevöitymiskehitys todettaisiin selvästi ja riittävän aikaisessa vaiheessa, on Inarijärveä koskevat tarkkailu- ja seurantaohjelmat syytä tarkistaa. Seurantaohjelmien tarkistamisen pohjaksi tulee tehdä järven eteläosiin painottuva kartoitusluonteinen tutkimus, jonka avulla selvitetään tarkemmin veden laadun ja rehevyystason alueellista vaihtelua. Tällä hetkellä intensiivisemmin seurattu Vasikkaselän havaintopaikka edustaa järven vähiten kuormitettua ja karuinta osaa. Tällöin järven eteläosista alkavaa rehevöitymiskehitystä ei havaita riittävän ajoissa. Seurantojen tarkistamisen yhteydessä tulee tarkastella myös biologisen seurannan tehostamis- tai lisäämistarvetta.

Inarijärven valuma-alueella happamoittavan laskeuman kuormitus ylittää kriittisen rajan etenkin valuma-alueen koillisosassa. Noin puolet Keski-Lapin rikkilaskeumasta on peräisin Kuolan niemimaalta, joten sen tehokas vähentäminen

on ensisijaisen tärkeää. Kuolan alueelta tulevan happamoittavan kuormituksen vähentämiseksi tarvitaan kansainvälistä yhteistyötä sekä viranomaisten ja poliitikkojen aktiivista toimintaa asian edistämiseksi.

12.2 Säännöstely

Tavoite:

Inarijärven säännöstely toteutetaan siten, että vesistön tila, erityisesti kalojen ravinto-olosuhteet ja käyttökelpoisuus paranevat ilman merkittäviä haittoja Paatsjoen vesivoimantuotannolle ja eliöyhteisöille.

Toimenpidesuositukset:

- Vältetään veden nousua tason N_{hanke} + 119,35 m yläpuolelle.
- Pyritään välttämään liian matalia, tason N_{hanke} + 118,90 m alapuolisia vedenkorkeuksia kesällä.
- Pyritään kesän tulvahuipun jälkeen aleneviin vedenkorkeuksiin.
- Kehitetään säännöstelyn käytön ohjaus- ja suunnittelumenetelmiä sekä säännöstelyn käyttöä. Laaditaan esimerkiksi yksityiskohtaiset, Inarijärven säännöstelyä koskevan valtiosopimuksen mukaisia ohjeita täydentävät käyttöohjeet edellä mainittujen tavoitteiden saavuttamiseksi.
- Parannetaan Inarijärveen tulevien vesimäärien ennusteita tehostamalla hydrologista havainnointia (lumen vesiarvojen mittaus ja sadeasemat) ja kehittämällä tulovirtaaman ennustemallin luotettavuutta.
- Pyritään välttämään jatkuvia juoksutusmuutoksia kesäaikana.
- Edistetään Paatsjoen voimalaitosten yhteiskäyttöä.
- Määritetään Inarijärven ja Ivalojoen alimmat suositeltavat rakentamiskorkeudet ja huolehditaan siitä, että niiden alapuolisille tulvauhan alaisille alueille ei rakenneta lupaa edellyttäviä rakennuksia ja rakenteita.

Vastuutahot:

Maa- ja metsätalousministeriö, Lapin ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Suomen, Venäjän ja Norjan säännöstelyvaltuutetut, Inarin kunta, Fylkesmannen i Finnmark, Paatsjoen voimalaitosten omistajat.

Perustelut:

Inarijärven nykyisen säännöstelyluvan mukaiset rajat ovat varsin väljät, eivätkä ne rajoita Inarijärven säännöstelyn kehittämistä. Luparajojen muuttaminen tai tarkistaminen ei näin ollen ole tarpeellista. Nykyisen kaltaisen riittävän suuren säännöstelyvaran säilyttäminen on tärkeää poikkeuksellisia vesiolosuhteita varten. Esimerkiksi mahdollinen ilmastonmuutos voi lisätä suurten kevättulvien riskiä.

Inarijärven säännöstelyn haittoja voidaan vähentää tehokkaasti alentamalla ylimpiä vedenkorkeuksia noin 20 cm. Se vähentäisi rantojen vyörymistä ja kulumista Inarijärvellä ja Ivalojoella erityisesti lajittunutta ainesta sisältävillä rannoilla. Alentamisesta olisi hyötyä myös virkistyskäytölle, kalastukselle ja Paatsjoen vesivoimantuotannolle ohijuoksutusten vähenemisen vuoksi. Riittävän ajoissa suoritetut juoksutuslisäykset erityisesti alku- ja keskikesällä antavat lisävarastotilaa

mahdollisille kesäsateille ja pienentävät pitkällä tarkasteluvälillä ohijuoksutuksia voimalaitoksilla. Lisäksi suurimpien juoksutusten määrä ja kesto tulevat todennäköisesti vähenemään, millä olisi Paatsjoen ekologian kannan positiivinen vaikutus.

Välttämällä liian matalia kesävedenkorkeuksia parannettaisiin rantojen käytettävyyttä ja virkistyskäytön edellytyksiä. Tämä olisi myös rantavyöhykkeen eliöiden kannalta edullista, koska se vähentäisi eliöiden kuiville jäämisen riskiä.

Vedenpinnan aleneminen kesän tulvahuipun jälkeen laajentaisi ilmaversoisen kasvillisuuden esiintymisalueita. Myös rantaeläinplanktonin ja pohjaeläinten määrät lisääntyisivät, mikä mahdollistaisi nykyistä suuremman kalantuotantopotentiaalin. Inarijärven tulovirtaamat kesä-heinäkuussa ovat kuitenkin useina vuosina niin suuret, että vedenpinnan alentamisen edellyttämät juoksutukset merkitsisivät ohijuoksutusten lisääntymistä Paatsjoen voimalaitoksilla. Lisäksi se saattaisi johtaa haitallisen alhaisiin kesävedenkorkeuksiin. Siksi suosituksena esitetäänkin, että kesällä pyritään alenevaan kesävedenkorkeuden rytmiin, mikäli se voimatalouden intressit huomioonottaen on mahdollista.

Inarijärven vedenpinnan talviaikaisella alenemisella ei biologisesti tuottavan vyöhykkeen laajuuden vuoksi ole nykyisin merkittäviä haittavaikutuksia, eikä sille siksi esitetä suosituksia.

Liian korkeiden tai matalien vedenkorkeuksien esiintymistä voitaisiin vähentää, jos vesistöön tulevat vesimäärät olisivat jo ennalta tarkasti tiedossa. Sään luotettava ennustaminen melko lyhyelläkään aikavälillä ei ole kuitenkaan mahdollista ja vesistöä säännösteltäessä joudutaankin ottamaan huomioon ennusteiden epävarmuus. Parantamalla tosiaikaista hydrologista seurantaa ja lisäämällä järveen tulevien vesimäärien ennustemallin luotettavuutta voidaan kuitenkin nykyistä paremmin ennakoida tulevia vesimääriä. Esimerkiksi lumen vesiarvojen mittauksen tulisi olla alueellisesti kattavampi ja sademäärän havainnointiasemia olisi lisättävä.

Inarijärven säännöstelyn suunnittelua ja toteutusta helpottaisi olennaisesti Paatsjoen voimalaitosten yhteiskäytön parantaminen. Se edellyttää tiedotuksen tehostamista Inarijärven säännöstelystä vastaavan tahon ja Paatsjoen voimalaitosten välillä (kohta 12.5).

Säännöstelyn käytön kehittämistä koskevia suosituksia voidaan ryhtyä noudattamaan vasta sen jälkeen, kun Inarijärven säännöstelyn Suomen, Venäjän ja Norjan valtuutetut ovat ne hyväksyneet.

Inarijärven voimassaolevassa säännöstelyluvassa on määrätty maksimijuoksutus, jota on juoksutettava, kun luvassa mainittu yläraja (N_{hanke} + 119,50 m) on saavutettu. Poikkeuksellisina ajanjaksoina, kuten mm. kesällä 1992, tulovirtaama Inarijärveen saattaa olla pitkänkin ajan huomattavasti maksimijuoksutusta suurempi, jolloin ylärajan ylittymistä ei ole mahdollista estää, kuten säännöstelyluvassakin on todettu. Inarijärven ja Ivalojoen alaosan rantojen käytössä ei ole riittävästi otettu huomioon mahdollista ylärajan ajoittaista ylittymistä. Lisäksi osa Inarijärven vedenkorkeuden vaikutusalueella olevista rakenteista on ilmeisesti sijoitettu korkeudelle, joka on määritetty muuttamatta Inarijärven säännöstelyhankkeen ylärajan korkeutta sen korkeusjärjestelmän mukaiseksi, jota on käytetty rakenteiden korkeusasemaa määritettäessä. Tällaisesta virheellisyydestä on saattanut aiheutua rakenteiden sijoittuminen jopa lähes 30 cm alhaisemmalle korkeudelle, kuin mitä Inarijärven säännöstelyn ylärajan korkeus huomioonotettuna olisi suositeltavaa.

12.3 Rantavyörymät ja niiden estäminen

Tavoite:

Maisemalliset, luonnonsuojelulliset, taloudelliset ja virkistykselliset näkökohdat otetaan huomioon rantavyöryrymien suojauksessa.

Toimenpidesuositukset:

- Inarijärven ja Ivalojoen säännöstelystä johtuvat rantavyörymät suojataan erityiseen käyttöön otetuilla rannoilla. Suojausten edellytyksenä on, että Inarin kunta ei myönnä uusia rakennuslupia sellaisille vyörymäherkille rannoille, joilla rakennukset ovat vaarassa.
- Kehitetään vaihtoehtoisia menetelmiä vyöryvien rantojen suojaukseen.
- Vyörymärantojen suojaussuunnitelmia laadittaessa kuullaan asianosaisia, Inarin kuntaa ja Metsähallituksen Ylä-Lapin luonnonhoitoaluetta.

Vastuutahot:

Maa- ja metsätalousministeriö, Lapin ympäristökeskus ja Inarin kunta.

Perustelut:

Korkeimman hallinto-oikeuden 27.11.1975 antaman päätöksen mukaan on suojattava sellaiset erityiseen käyttöön otetut ranta-alueet, jotka Inarijärven säännöstelystä johtuen vyöryvät. On osoittautunut, että erityisesti Ivalojoella on vyöryvien rantojen suojaaminen perusteltua tulvasuojelun takia myös sellaisilla alueilla, joille Inarijärven säännöstelyn vaikutus ei enää ulotu. Suojaussuunnitelmia laadittaessa on mm. luonnonsuojelulliset, maisemalliset, taloudelliset ja virkistykselliset näkökohdat otettava huomioon. Parhaiten tämä tapahtuu kuulemalla eri asianosaistahoja.

Vyöryrantojen suojauksessa on perinteisesti käytetty kiviheitoketta tai välppäjätettä. Isot kivenlohkareet muuttavat voimakkaasti maisemaa ja voivat haitata rantojen virkistyskäyttöä. Maisemaan paremmin sopeutuvia menetelmiä kehitetään Lapin ympäristökeskuksessa.

12.4 Kalakantojen hoito ja kalastus

Tavoite:

Inarijärven kalakantojen käyttö ja hoito on ekologisesti, taloudellisesti ja sosiaalisesti kestävää.

Toimenpidesuositukset:

Kalaistutuksia Inarijärveen on vähennettävä ja muut kuin säännöstelyvelvoitteena tehtävät istutukset Inarijärveen tulee lopettaa toistaiseksi. Tähän tulee kaikkien vastuutahojen (RKTL, Metsähallitus, maa- ja metsätalousministeriö ja Inarin kunta) sitoutua.

- Istutuksissa on siirryttävä nykyistä joustavampaan, järven ravinto-olot ja kalastus paremmin huomioonottavaan velvoitehoitoon (ns. sopeutuvaan velvoitehoitoon).
- Kalastuksen järjestelyä tulee kehittää. Alueella on muusta maasta poiketen edelleen voimassa ns. vanha kalastuslaki vuodelta 1951.
- Kalastuksen säätelyllä (kutualue- ja kutuaikarauhoitukset) pitää turvata arvokkaiden kalakantojen luontainen lisääntyminen.
- Siian kalastus tulee pitää sellaisella tasolla, että vältytään siikakantojen tihenemiseltä ja siikojen kasvun ja kunnon heikkenemiseltä. Siikasaaliiden jalostusta ja markkinointia tulee kehittää edelleen.
- Inarijärven ja sen säännösteltyjen sivuvesistöjen kalanhoitovelvoitteiden yhdistämisen vaikutuksista tulee tehdä selvitys, jossa tarkastellaan Inarijärven ja sivuvesistöjen istutuslajeja ja -määriä.
- Lisätään yhteistoimintaa velvoitehoidosta vastaavien, kalastusoikeuden haltijoiden, kalastajien ja kalatalousviranomaisten välillä. Tavoitteena on hoitotoimenpiteiden ohjaaminen eri ryhmien tavoitteet huomioon ottavalla tavalla.
- Inarijärven ja sen sivuvesistöjen kalantutkimukselle tulee laatia suuntaviivat ja kalataloudelliselle velvoitetarkkailulle uusi sopeutuvan velvoitehoidon tarpeet huomioonottava kehittämissuunnitelma.
- Inarijärven käytön ja hoidon kalataloudellisia vaikutuksia Paatsjokeen tulee selvittää (esim. muikun vaikutukset Paatsjoen kalakantoihin ja säännöstelyn vaikutukset taimenkantoihin). Tutkimusyhteistyötä tulee lisätä eri maiden tutkijoiden välillä.

Vastuutahot:

Maa- ja metsätalousministeriö, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Lapin maaseutuelinkeinopiiri, Metsähallitus, kalastuskunnat, Inarin kunta, Inarin kalatalousneuvottelukunta, Fylkesmannen i Finnmark

Perustelut:

Inarijärvi ja sen sivuvedet ovat lähes ainoita alueita valtakunnassa, missä on olemassa alkuperäisiä vaelluskalakantoja ja joiden koko elinkierto voi edelleen tapahtua esteettä luonnossa. Siksi kantojen pitäminen puhtaina, elinvoimaisina ja luonnontilaisina on tärkeää istutuksia toteutettaessa. Lisäksi kutualue- ja kutuaikasäännöksillä pitää turvata kantojen luontainen lisääntyminen.

Kalakantojen hoidossa lähtökohtana tulee olla järven kalaston, sen ravintoeliöstön ja harjoitetun kalastuksen kulloinenkin tila. Niihin suhteutettuna Inarijärven taimenen, nieriän ja siian istutusmäärät ovat olleet liian korkeat. Esimerkiksi liian suuret taimenistutukset ovat lisänneet ravintokilpailua ja heikentäneet taimenten kasvua ja kuntoa. Tämän seurauksena erityisesti taimenissa on ollut 1990-luvun alkupuolella paljon loisia. Nykyisten kokonaisistutusmäärien vähentäminen onkin välttämätöntä, jotta istutusten kielteiset vaikutukset kalayhteisössä vähenisivät ja istutusten tuloksellisuus paranisi.

Korkeimman hallinto-oikeuden päätöksen 27.11.1975 mukaan säännöstelyvelvoitteena istutettavia kalalajeja, niiden kokoa ja ikää voidaan muuttaa, mikäli tarkkailun tulokset osoittavat sen tarkoituksenmukaiseksi. Toimenpiteiden rahallisen arvon tulee kuitenkin em. päätöksen mukaan säilyä muuttumattomana. Tämä on vaikeuttanut velvoitteiden järkevää hoitoa tilanteessa, jossa petokalojen ravintotilanne on heikko ja siikaistutuksia tulisi vähentää. Tilanteen paranta-

miseksi velvoite tulisi muuttaa maksuvelvoitteeksi ja sitä tulisi voida käyttää myös muuhun tarkoitukseen kuin kalaistutuksiin, esimerkiksi kalastusedellytysten parantamiseen ja kalaston tilaa koskeviin tutkimuksiin.

Suurin osa Inarijärven kalaistutuksista tehdään säännöstelyyn liittyvän velvoitteen perusteella. Lisäksi on tehty muita istutuksia, joista ovat vastanneet Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, maa- ja metsätalousministeriö, Inarin kunta ja Metsähallitus. Koska istutusmääriä on alennettava mahdollisimman pian ja velvoiteistutusten vähentäminen on erittäin vaikeaa lyhyessä ajassa, tulisi ensivaiheessa luopua muista istutuksista.

Nykyisten velvoiteistutusten kielteisiä vaikutuksia voidaan vähentää ja tuloksellisuutta parantaa siirtymällä aikaisempaa joustavampaan ja luonnonmukaisempaan istutuskäytäntöön. Inarijärvelle laadittu sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelma on yksi keino ravinto-oloihin nähden liian suurten istutusten haittojen vähentämiseksi ja tuloksellisuuden parantamiseksi. Sopeutuvassa velvoitehoidossa istutuspäätöksiä tehtäessä otetaan huomioon mm. kalaston ja kalastuksen tila.

Sopeutuvan velvoitehoidon suunnitelmassa esitetty Inarin ja sen sivuvesistöjen säännöstelyn velvoitteiden yhdistäminen vähentäisi velvoiteistutuksista aiheutuvia ongelmia, koska sivuvesistöjen tuotantopotentiaali voidaan silloin käyttää hyväksi. Yhdistäminen edellyttää käytännössä vesioikeuskäsittelyä. Ennen vesioikeuskäsittelyä yhdistämisen vaikutuksista tulee tehdä selvitys, jossa esitetään myös suositukset istutuslajeista ja -määristä.

Inarijärven kalastus on viime vuosina vähentynyt. Siian kalastuksen tulisi kuitenkin olla riittävän tehokasta, jotta vältyttäisiin siikantojen tihentymiseltä ja siikojen kasvun ja kunnon heikkenemiseltä nykyisillä istutusmäärillä.

Sopeutuva velvoitehoito asettaa vaatimuksia kalanviljelylle, velvoitetarkkailulle ja tutkimukselle. Viljelyn tulee voida reagoida nopeasti muuttuviin istutussuunnitelmiin. Tarkkailun on tuotettava kalakantojen ja kalastuksen tilasta ajantasaista tietoa. Inarijärven ja sen sivuvesistöjen säännöstelyn velvoitetarkkailulle tulee laatia uusi sopeutuvan velvoitehoidon tarpeet huomioonottava kehittämissuunnitelma ja kalantutkimukselle suuntaviivat, jossa otetaan huomioon erityisesti kalataloudellisen ohjauksen tietotarpeet. Esimerkiksi taimenten loistilanteen seurantaan tulisi jatkossa kiinnittää erityistä huomiota, koska lokkilapamadolla on keskeinen merkitys kalojen käyttöarvon kannalta. Tutkimuksen tulisi aikaisempaa selkeämmin arvioida ja tuoda esille erilaisiin istutusvaihtoehtoihin liittyviä riskejä.

Inarijärven kalastolle, kalastukselle ja istutuksille tulisi asettaa aikaisempaa selkeämmät tavoitteet. Tämä on tärkeää, jotta voidaan valita oikeat toimenpiteet tavoitteisiin pääsemiseksi ja toisaalta tehtyjen toimenpiteiden tuloksellisuutta voidaan arvioida tavoitteista käsin.

Inarijärven käytön ja hoidon vaikutuksia Paatsjoen kalakantoihin on tutkittu varsin vähän. Säännöstelyn juoksutusten rytmittämisellä on vaikutusta mm. Paatsjoen taimenkantaan. Inarijärvestä Paatsjokeen levinnyt muikku on osoittautunut ongelmalliseksi paikallisille kalakannoille ja paikalliselle kalastukselle.

12.5 Tiedotus

Tavoite:

Tiedonkulku on esteetöntä ja tehokasta eri intressitahojen välillä siten, että eri tahojen vaikuttamismahdollisuudet Inarijärven käyttöä ja hoitoa koskevissa kysymyksissä paranevat.

Toimenpidesuositukset:

- Toimitetaan Inarijärvestä ja tämän tutkimuksen tuloksista ja suosituksista yleistajuinen julkaisu, joka jaetaan maksutta joka talouteen Inarin kunnassa ja jokaiselle Inarijärven kalastuskortin ostajalle.
- Tiedotetaan Inarijärven kalataloudellisen velvoitteen hoidosta, tarkkailusta ja niiden tuloksista sekä järven vesitilanteesta ja säännöstelystä Inarijärven ja Paatsjoen alueen asukkaille.
- Järjestetään seminaarityyppisiä tilaisuuksia, joissa asiantuntijat ja päättäjät keskustelevat ajankohtaisista Inarijärvi-Paatsjoki -aiheista.
- Perustetaan Inarijärvi - Paatsjoki -kotisivut internetiin ja järjestetään tutkimukseen perustuvan tiedon helppo tavoitettavuus esimerkiksi Saamen museoon (Inarin kunnassa).
- Päivitetään Inarijärveä ja Paatsjokea koskevien raporttien ja julkaisujen jakelulistat.

Vastuutahot :

Lapin ympäristökeskus, maa- ja metsätalousministeriö, Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Metsähallituksen Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Inarin kunta, Suomen, Norjan ja Venäjän säännöstelyn valtuutetut ja muut säännöstelyn toimeenpanoon vaikuttavat tahot.

Perustelut:

Inarijärven käytön ja hoidon tavoitteissa voi olla ristiriitoja ja niiden sovittaminen edellyttää keskustelua vastuutahojen välillä. Intressiryhmien monipuolisuuden vuoksi tiedonvälitys edellyttää kunnollista panostusta tehtävän hoitamiseen ja yhteistyötä eri vaikuttajatahojen välillä. Tiedon kulun varmistaminen tutkimuksen ja päätöksenteon välillä edellyttää aktiivista panostusta.

12.6 Suositusten toteutumisen ja vaikuttavuuden seuranta

Tutkimuksen perusteella on esitetty suosituksia Inarijärven tilan, käytön ja hoidon sekä tiedon kulun parantamiseksi. Tutkimuksen suositusten toteutuminen ja niiden vaikuttavuuden seuranta edellyttävät informaatio- ja keskustelutilaisuuksien järjestämistä suositusten toteutuksesta vastuullisten tahojen kanssa. Vuonna 1997 järjestetään kesäkuussa laaja seminaari ja lisäksi aihepiireittäin tilaisuuksia, joissa pääpaino on tutkimuksen tulosten ja suositusten esittelyssä ja niiden perustelemisessa. Tavoitteena on toimenpidesuositusten kohdentaminen käytännön työhön ja yhteisten toimintalinjojen ja -tapojen etsiminen suositusten toteutukseen. Jatkossa järjestetään määräajoin, alussa esimerkiksi vuosittain, tilaisuuksia, joissa arvioidaan suositusten toteutumista ja niiden vaikuttavuutta. Lapin ympäristökeskus toimii seurantatilaisuuksien koollekutsujana.

13 Jatkotutkimustarpeet

Inarijärvi-tutkimuksessa selvitettiin monipuolisesti vesiekosysteemin tilaa ja mietittiin keinoja vesistön tilan parantamiseksi. Tutkimusta käynnistettäessä oli tarkoitus edetä kahdessa vaiheessa: ensin tehtäisiin perusteellinen esitutkimus ja siinä syntyvien tutkimusideoiden perusteella käynnistettäisiin jatkotutkimus. Alkuperäisestä suunnitelmasta kuitenkin luovuttiin tutkimuksen edistyessä ja laajentuessa. Esitutkimusluonne vaikutti erityisesti Inarijärven tuotantotutkimuksiin ja osin myös säännöstelyn vaikutusten arviointiin. Kenttätutkimukset niissä jäivät varsin suppeiksi. Keskeisenä tavoitteena oli olemassaolevan tiedon kokoaminen, käsittely, jatkotutkimusaiheiden ja tarpeiden suunnittelu sekä menetelmälliset kokeilut.

Tässä luvussa esitetään Inarijärvi-tutkimuksen yhteydessä syntyneitä jatkotutkimustarpeita. Tutkimustarpeet on jaoteltu kahteen ryhmään: Inarijärven käyttöä ja hoitoa tukevat tutkimukset sekä perustutkimukset, joilla ei ole suoraa kytkentää päätöksentekoon. Tutkimustarpeiden verraten laajaa esittelyä on tässä pidetty tarpeellisena, jotta tutkimuksen kuluessa syntyneet tutkimusideat olisivat kaikkien käytettävissä.

13.1 Vesistön käyttöä ja hoitoa palvelevat tutkimukset

13.1.1 Kalatalouden kehittäminen

Tutkimustarve:

Inarijärven kalakantoja ja istutusten tuloksellisuutta on viime vuosina selvitetty varsin paljon. Istutusten vaikutuksista ja kalataloudellisen hoidon kehittämistarpeista ja mahdollisuuksista on Inari-tutkimuksen aikana muodostunut varsin hyvä käsitys. Tutkimustietoa tarvitaan kuitenkin erilaisten velvoiteistutusten toteutusvaihtoehtojen, esimerkiksi Inarijärven ja sen sivuvesistöjen velvoitteiden yhdistämisen, vaikutusten arviointiin.

Perustelut ja sisältö:

Inarijärven kalantutkimukselle olisi laadittava pitkän aikavälin suuntaviivat, jossa arvioitaisiin päätöksenteon näkökulmasta erilaisten tutkimusten tuottaman lisäinformaation merkitystä ja verrattaisiin sitä mm. niiden vaatimiin taloudellisiin panoksiin. Tämä mahdollistaisi Inarin kalataloustutkimusten kohdentamisen päätöksenteon kannalta suurimman hyödyn tuottavalla tavalla.

Inarijärven veden lämpötilamittausta ja lämpötilakehityksen arviointimenetelmiä tulee kehittää käyttämällä ensivaiheessa hyväksi Nellimin hydrologisen havaintoaseman pitkäaikaisia vedenlämpötila-aikasarjoja ja Peskanlahden vuosien 1994 - 1995 intensiivisen lämpötilaseurannan tuloksia. Tuloksia voidaan hyödyntää tutkittaessa esim. muikun ja pohjasiian vuosiluokkavaihteluita ja edelleen velvoitehoidon (istutusten) suunnittelussa.

Lisäksi Inarijärvi-tutkimuksen tulosten perusteella voidaan nostaa esiin mm. seuraavia tutkimusaiheita, jotka palvelevat suoraan kalataloudellista ohjausta:

- Petokalojen (erityisesti taimenen) ravintotutkimukset bioenergeettisen mallin käyttöön soveltamiseksi (istutettavien ja luontaisten petokalojen ravinnon ja ravinnonkulutuksen arvioiminen).
- Jokialueille tehtävien taimenten pikkupoikasistutusten tuloksellisuus ja vaikutukset Inarijärven saaliiseen.
- Istutettujen ja luontaisesta lisääntymisestä peräisin olevien petokalojen erottaminen saaliissa istutusten tuloksellisuuden selvittämiseksi ja eri kantojen suojelemiseksi (ryhmämerkintämenetelmän kehittely ja käyttöön otto).
- "Ivalojoki projekti" - järvilohen kotiutusistutusten tuloksellisuus. Järvilohi-järvitaimen vuorovaikutukset, kutuvaellukset ja Ivalojoen vesistön vaellus-poikastuotannon arviointi.
- Muikun vuosiluokkavaihtelut ja niihin vaikuttavat tekijät Inarijärvellä ja Norjan Paatsjoen järvialtaissa.
- Kalakantojen hoitomallin ja kustannus-hyötyanalyysiin perustuvan laskentakehikon edelleen kehittäminen. Jatkossa tulee arvioida niiden soveltamismahdollisuudet ja -tarpeet osana kalataloudellista velvoite-hoitoa ja -tarkkailua.

13.1.2 Säännöstelyn vaikutukset ja haittojen vähentäminen

13.1.2.1 Loivien rantojen merkitys tuotantoalueina

Tutkimustarve:

Inarijärven säännöstelyä kehitettäessä eräänä keskeisenä tavoitteena on avovesikauden ylimpien vedenkorkeuksien alentaminen. Tällä on suotuisa vaikutus erityisesti hiekkaisten ranta-alueiden eroosion vähenemiseen ja sitä kautta eliöstöön, esimerkiksi kasvillisuuteen ja pohjaeläimistöön. Nykytietämyksellä ei kuitenkaan voida arvioida vaikutusten voimakkuutta. Tutkimustieto korkeiden vedenkorkeuksien vaikutuksista loivien hiekkaisten rantojen eliöyhteisöihin ja niiden tuotantoon palvelisi säännöstelyn kehittämisen vaikutusten arviointia ja seurantaa.

Perustelut ja sisältö:

Inarijärven veden kirkkaus mahdollistaa tuottavan vyöhykkeen ulottumisen poikkeuksellisen syvälle muihin suomalaisiin suurjärviin verrattuna. Inarijärveä voidaankin tuotannolliselta luonteeltaan pitää litoraalivaltaisena suurista ulappavesistä huolimatta. Suojaiset jokisuisto- ja lahtialueet ovat matalia ja rannat ovat muutenkin loivia, joten ne muodostanevat suuren osan koko rantavyöhykkeen tuottavasta alueesta. Tuotannollisesti tärkeät loivat rannat olisi eriteltävä ja niiden tuotantopotentiaaliin vaikuttavat tekijät olisi selvitettävä perusteellisesti. Erityistä huomiota tulisi kiinnittää pohjan epävakauden vaikutuksiin sekä pohjaeläimistöön että pohjalehtiskasvillisuuteen, joka suurelta osin indikoi myös eläimistön esiintymistä.

13.1.2.2 Inarijärven säännöstelyn vaikutukset Ivalojokisuiston vesikasvillisuuteen ja rantalinnustoon

Tutkimustarve:

Ivalojokisuisto on Inarijärven tuottoisin ja monimuotoisin ekosysteemi. Luontoharrastajien käsityksen mukaan alueen kasvillisuudessa ja eläimistössä on tapahtunut viime vuosina epäsuotuisia muutoksia, joista osa voi aiheutua Inarijärven säännöstelystä. Säännöstelyn vaikutuksista Ivalojokisuiston vesikasvillisuuteen ja rantalinnustoon tulisi saada tutkittua tietoa.

Perustelut ja sisältö:

Ivalojokisuiston vedenkorkeuksiin vaikuttaa Ivalojoen virtaaman lisäksi Inarijärven vedenkorkeus. Säännöstelyllä on nostettu Inarijärven keskimääräisiä vedenkorkeuksia, mikä on nostanut Ivalojoen alaosan vedenkorkeuksia. Vedenkorkeusmuutosten epäillään heikentäneen vesirajan läheisyyteen pesivien lintujen pesinnän onnistumista. Muuttuneella vedenkorkeuden rytmillä voi olla vaikutusta myös mataliin rantaniittyihin ja saraikkoihin. Säännöstelyn merkitystä jokisuiston vesikasvillisuuteen (esim. lajisto, sukkessio ja dynamiikka) ja rantalinnustoon (mm. pesinnän onnistuminen) tulisi selvittää. Tutkimuksen perusteella tulisi arvioida mahdollisia kehittämis- tai hoitotoimenpiteitä suistoalueen luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi.

13.1.2.3 Rantavyöhykkeen kunnostusmenetelmien kehittäminen

Tutkimustarve:

Inarijärven sortuvista rannoista suuri osa on verhottu karkealla kiviheitokkeella. Inarijärven rantojen suojaukseen tulisi kehittää vaihtoehtoisia suojausmenetelmiä, jotka soveltuisivat paremmin maisemaan ja olisivat myös virkistyskäytön kannalta toimivampia.

Perustelut ja sisältö:

Säännöstelyjärvien ja -jokien rantoja on perinteisesti suojattu vesirajaan ja sen yläpuolelle ladotulla kiviheitokkeella. Inarijärvellä suojaustoiminta on keskittynyt erityisesti Ivalojoelle ja lajittuneesta aineksesta koostuville rannoille. Kiviheitokkeella suojaus ei tehokkuudesta huolimatta sovi kaikille rannoille, koska erityisesti veneellä rantautuminen voi suojatulle rannalle olla vaikeaa. Lisäksi suojattu ranta on yleensä kasvipeitteetön eikä sopeudu maisemaan ainakaan ensimmäisten vuosikymmenien aikana. Kiviheitokkeella suojaus vähentää myös rannan eliöyhteisön monimuotoisuutta. Vaihtoehtoisena menetelmänä voisi käyttää esimerkiksi suisteita, joita on käytössä mm. Oulu- ja Ontojärvillä. Jokialueella voisi rantoja suojata myös istuttamalla eroosiota kestäviä pajuja (pistokkaat), joita tosin on käytetty hyvin vähän pohjoisissa olosuhteissa. Jokialueilla uoman kuluminen kuuluu joen luontaisen elinrytmiin, joten kaikkia alueita ei tulisi suojata.

13.1.3 Vesistön tilan seuranta

13.1.3.1 Vesistön tilan seurannan kehittäminen

Tutkimustarve:

Inarijärven veden laadun ja biologisten muuttujien seuranta on ollut liian vähäistä järven tilassa tapahtuvien muutosten havaitsemiseksi riittävän ajoissa.

Perustelut ja sisältö:

Nykyisin Inarijärven vedenlaatua seurataan intensiivisimmin Vasikkaselän havaintopaikalla. Se edustaa järven karuinta ja vähiten kuormitettua osaa. Seurantaohjelmien kehittämiseksi tulee esimerkiksi viiden vuoden välein tehdä

havaintoverkostoltaan tiheä kartoitus, jolla selvitetään tarkemmin veden laadun ja rehevyystason alueellista vaihtelua. Kartoitus tehdään useita kertoja avovesikauden aikana järven eteläosaan painottuvana. Kartoituksen pohjalta tarkistetaan Inarijärveä koskevat tarkkailu- ja seurantaohjelmat sekä arvioidaan biologisen seurannan lisäämis- tai tehostamismahdollisuuksia.

13.1.3.2 Sedimenttitutkimukset

Tutkimustarve:

Osa sedimenttitutkimuksesta tulisi uusia tietyn ajan kuluttua, jotta Inarijärven tilan kehittymisestä saataisiin luotettavampi kuva.

Perustelut ja sisältö:

Sedimentit tarjoavat mahdollisuuden kertanäytteenotolla jälkikäteen selvittää järven veden laadussa tapahtuneet muutokset. Tässä tutkimuksessa tehdyn piileväanalyysin ja veden laadun seurantatiedon välillä oli ristiriita, joka olisi ratkaistava toistamalla osa Inarijärvi-tutkimuksessa tehdystä sedimenttitutkimuksesta esimerkiksi 10 - 15 vuoden kuluttua. Inarijärven pohjakerrostuman pintaa kattaa lähes kaikkialla paksuudeltaan vaihteleva rauta/mangaanioksidikerros, joka sisältää runsaasti fosforia. Fosforin määrä, muodot ja sitä kautta vapautumisen mahdollisuudet olisi tunnettava, jotta voidaan paremmin arvioida Inarijärven ravinteiden dynamiikkaa.

13.1.3.3 Monimuotoisuus ja sen seuranta

Tutkimustarve:

Inarijärven säännöstelyn mahdollisen muuttamisen vaikutuksia rantavyöhykkeessä tulisi seurata.

Perustelut ja sisältö:

Vedenkorkeuden säännöstely on muuttanut merkittävästi rantavyöhykkeen rakennetta ja eliöyhteisöjä. Inarijärven rantavyöhykkeen kasvillisuuden havaittiin olevan muuttuvassa tilassa, minkä pääasiallisena aikaansaajana on ollut säännöstelyn alussa toteutettu vedenkorkeuden nosto. Etenkin puoliavoimilla rannoilla tavattiin laikukasta sarakasvillisuutta, joka oli ilmeisesti valtaamassa uudelleen potentiaalisia kasvupaikkojaan. Tässä tutkimuksessa esitetyillä säännöstelysuosituksilla em. kasvillisuuden esiintymisaluetta pyritään kasvattamaan. Suunniteltujen toimenpiteiden ja luontaisen sukkession vaikutuksen seuranta pitäisikin toteuttaa esim. ilmakuvausta ja pysyviä koealoja hyväksikäyttäen habitaattitasolla. Monimuotoisuuden seurannasta on laadittu aikaisemmin yksityiskohtainen tutkimussuunnitelma (Hellsten ym. 1995).

13.2 Perustutkimukset

13.2.1 Järven tuotantoedellytykset

Tutkimustarve:

Ulappa-alueen nykyisen tuotantopotentiaalin selvittäminen erityisesti planktonia syövien kalojen (muikku, reeska) kannalta.

Perustelut ja sisältö:

Vaikka rantavyöhykkeen merkitys Inarijärven tuotantobiologian kannalta onkin keskeinen, laajat ulappavedet muodostavat kuitenkin huomattavan osan järven pinta-alasta. Inarijärven kalaston avainlaji muikku käyttää aikuisvai-

heessaan ulappa-alueen eläinplanktonia pääasiallisena ravintonaan. Tämän vuoksi olisi tärkeä tutkia ulappa-alueen tuotantoedellytyksiä ja sen merkitystä koko järven tuotannon kannalta. Kalaston ravintotutkimuksiin ja kalataloudellisen hoidon kehittämiseen liittyen on ulappa-alueen eläinplanktontuotannon selvittäminen keskeistä.

13.2.2 Avainlajien merkitys äärevissä ekosysteemeissä

Tutkimustarve:

Inarijärven säännöstelyn alussa tapahtui suuria muutoksia kalakannan rakenteessa, jotka eivät ole selitettävissä pelkästään lisääntymisolosuhteiden ja ravintovarojen muutoksilla

Perustelut ja sisältö:

Karujen ja ilmastollisesti äärevien ekosysteemien rakenne on yleensä huomattavan yksinkertainen ja voidaan jopa puhua ravintoketjusta perinteisen ravintoverkon tilalla. Tietty eläinlaji saattaa elinkierron jossain vaiheessa olla riippuvainen ravintolajista, joka esiintyy riittävän suurina massoina vain tietyissä ympäristöolosuhteissa ja tiettynä usein hyvinkin lyhyenä aikana. Esimerkiksi jotkut pohjaeläinlajit saattavat olla täysin riippuvaisia kevättulvan esiintymisestä; tulvan puuttuminen tai myöhästyminen voi saada aikaan lajin ja samalla jonkun kalalajin suuren taantumisen. Inarijärven säännöstelyn alussa tapahtuneen vedenkorkeuden noston myötä tapahtui rajuja muutoksia kalakannan rakenteessa, jotka eivät ole selitettävissä muutoin kuin jonkin tärkeän ravintoeläimen häviämisen kautta. Näiden avainlajien selvittäminen toisi lisää luotettavuutta arvioitaessa esimerkiksi vedenkorkeuden säännöstelyn mahdollisten muutosten vaikutusta Inarijärven kalakantoihin.

13.2.3 Paatsjoki-tutkimukset

Tutkimustarve:

Paatsjoen ekosysteemi on suurelta osin täysin tutkimaton eikä Inarijärveen istutetun muikun Paatsjokeen leviämisen vaikutuksia tunneta vielä täysin. Muikun pyyntiin soveltuvia pyyntivälineitä ei ole testattu eikä niitä ole käytössä Paatsjoella.

Perustelut ja sisältö:

Säännöstelyn ekologisten vaikutusten tunteminen on tärkeää ja sitä voidaan hyödyntää mm. laadittessa uusia säännöstelykäytäntöjä ja arvioitaessa niiden vaikutuksia Paatsjoen ekosysteemiin.

Tutkimuksessa tulisi käsitellä ainakin seuraavia osa-alueita:

- Patoaltaiden rantavyöhykkeen eroosio, vesikasvillisuus ja sen monimuotoisuus sekä matalien rantojen umpeenkasvu. Myös tulva-alueiden vesikasvillisuutta tulisi tutkia.
- Patoaltaiden eläinplankton ja kalakannat sekä kalojen ravinnonkäyttö ja kalalajien välinen kilpailu. Vastaavasti virtapaikkojen kalastosta tulisi tuottaa tutkimustietoa. Erityisesti tulisi kiinnittää huomio taimen- ja lohi tutkimuksiin.
- Säännöstelyn vaikutuksia altaiden ja Fjaervattenin luonnonsuojelualueen linnustoon.
- Säännöstelyn vaikutuksia raskasmetallien vapautumiseen pohjasedimentistä.

Kalojen alasvaellustutkimuksessa muikun leviämisen Inarijärvestä alavirtaan todettiin olevan vähäistä. Tähän astiset tutkimukset osoittavat kuitenkin, että muikku on levinyt koko Paatsjoen alueelle ja että se pystyy lisääntymään Paatsjoessa. Muikun leviämisen vaikutuksia muihin kalalajeihin, erityisesti siikaan ja alueen kalatalouteen ei tunneta. Muikkua ei kalasteta Paatsjoesta eikä muikun pyyntimenetelmiä ole testattu.

14 Yhteenveto

Inarijärvi-tutkimuksen tavoitteena oli selvittää järven nykytilaa ja kehitystä, säännöstelyn vaikutusmekanismeja sekä säännöstelyn ja kalakantojen hoitotoiminnan kehittämismahdollisuuksia. Tutkimus tuotti tietoa myös Inarijärven tilan seurannan sekä käytön ja hoidon ohjauksen järjestämiseksi. Tutkimuksen perusteella on esitetty suosituksia kalakantojen hoidolle ja kalastukselle, säännöstelylle, vesistön tilan seurannalle ja tiedottamiselle.

Inarijärven veden laatu on pääosin erinomainen ja täyttää tiukatkin laatukriteerit. Tutkimusten perusteella järvi ei ole rehevöitymässä, vaan vedenlaatuaineisto viittaa pikemminkin järven karuuntumiseen. Sedimenttitutkimus tosin antoi viitteitä 1980-luvun lopulla alkaneesta lievästä rehevöitymisestä. Samaan voi viitata myös kasviplanktonseurannoissa havaittu yksittäisten leväryhmien runsastuminen. Kuitenkin sekä veden laadun että kasviplanktonin perusteella Inarijärveä voidaan edelleen pitää karuna ja kalantuotannon kannalta jopa liian ravinneköyhänä vesistönä.

Inarijärveen tulevista ravinteista yli 90 % on peräisin luonnonhuuhtoumasta ja laskeumasta. Pistemäisellä ravinnekuormituksella ei ole merkittäviä vaikutuksia järven veden laatuun. Ravinnekuormitusta voidaan Inarijärven tapauksessa pitää varsin vähäisenä ongelmana eikä erityisiä toimenpiteitä sen vähentämiseksi ole tarvetta esittää. Tosin joillakin alueilla (Ivalojokisuu, Nanguvuono) veden laadun seurantaa tulisi tehostaa mahdollisen epäsuotuisan kehityksen havaitsemiseksi.

Inarijärven happamoitumiskehitys näyttäisi hidastuneen ja viime vuosina on ollut havaittavissa lievää puskurikyvyn palautumista. Inarijärven valuma-alueen happamoitumisherkkyyden takia happamoittavan kuormituksen alentaminen on kuitenkin perusteltua. Happamoittava kuormitus on suureksi osaksi peräisin Kuolan teollisuuden päästöistä ja sen vähentäminen on osoittautunut käytännössä hyvin vaikeaksi.

Inarijärven säännöstelyllä on ollut kielteisiä vaikutuksia rantavyöhykkeen eliöihin ja kalastoon, mahdollisesti myös linnustoon. Vaikutukset ovat pääosin seurausta ylimmällä rantavyöhykkeellä tapahtuneista muutoksista. Säännöstelyllä nostettiin vedenkorkeuksia keskimäärin yli puoli metriä, minkä vuoksi aikaisempi rantakasvillisuus hävisi ja rantavyöhykkeen eroosio lisääntyi. Säännöstely on kestänyt jo yli 50 vuotta, jonka aikana rantaluonto on ehtinyt osittain sopeutua uuteen tilanteeseen. Rantavyöhykkeen eliöyhteisöt ovat nykyisin suurelta osin vakiintuneita. Poikkeuksena ovat hiekkarannat, jotka epävakaina ympäristöinä eivät ole suotuisia kasvillisuudelle ja pohjaeläimille. Rantavyöhykkeen vakiintumisella on ollut suotuisia vaikutuksia rannan eliöyhteisöihin. Esimerkiksi rantasaraikot ovat levittäytymässä takaisin vanhoille esiintymisalueilleen. Tällä on välillisiä vaikutuksia myös kalojen ravintovaroihin rantavyöhykkeen eläinplanktonin runsastumisen kautta.

Nykyisin säännöstelyn merkittävimmät vaikutukset rantavyöhykkeeseen ovat seurausta vedenkorkeusvaihtelun muutoksista avovesikaudella. Luonnontilaisena Inarijärven vedenpinta yleensä laski tulvan jälkeen, säännösteltynä vedenkorkeus on useana vuonna säilynyt ennallaan tai noussut syksyä kohti. Tämä on vähentänyt rannan yläosan kasvillisuutta kaventamalla esimerkiksi saraikolle soveliaita alueita. Lisäksi säännöstelyn ylärajalla korkeat vedenkorkeudet ovat lisänneet rantojen kulumista, koska aaltoeroosio kohdistuu kapealle miltei kasvi-

peitteettömälle vyöhykkeelle. Talven aikana tapahtuvalla vedenpinnan alenemisella ei Inarijärvessä ole kovin suurta merkitystä, koska veden kirkkauden ansiosta tuottava vyöhyke ulottuu syvälle ja vain vähäinen osa siitä jäätyy.

Tutkimuksessa on arvioitu erilaisten säännöstelykäytäntöjen vaikutuksia rantavyöhykkeen eliöstöön, kalastoon, kalastukseen, virkistyskäyttöön ja voimatalouteen. Vaihtoehtoina olivat ns. luonnonmukainen säännöstely, toteutunut säännöstely, ekologinen säännöstely (kaksi vaihtoehtoa) ja voimataloussäännöstely.

Luonnonmukaisempaan, alenevaan kesävedenkorkeuden rytmiin siirtyminen laajentaisi ilmaversoisen kasvillisuuden esiintymisalueita. Rantaeläinplanktonin ja pohjaeläinten määrät lisääntyisivät, mikä parantaisi kalojen ravintotilannetta. Säännöstelykäytäntöjen vertailu osoitti kuitenkin, että nykyistä selvästi luonnonmukaisemmasta vedenkorkeuden rytmistä aiheutuisi suuria voimataloudellisia menetyksiä. Ne aiheutuisivat juoksutusten lisääntymisestä voimalaitosten ohi ja sähköntuotannon siirtymisestä talvesta kesäaikaan. Ohijuoksutukset olisivat ilmeisesti haitallisia myös Paatsjoen eliöstölle.

Paatsjoen vesivoimalaitosten vuosituotto on noin 200 miljoonaa markkaa, josta Inarijärven säännöstelyn osuus on noin 10 miljoonaa markkaa. Tämän hetkinen säännöstelykäytäntö on huomattavasti lievempi kuin mitä säännöstelyn ala- ja ylärajat mahdollistaisivat. Siten voimataloudelle aiheutuva hyöty on myös teoreettista maksimia pienempi. Säännöstelysuosituksia laadittaessa lähtökohtana oli, ettei niistä saa aiheutua Paatsjoen vesivoimatuotannolle merkittäviä menetyksiä.

Inarijärven säännöstelyluvan nykyiset rajat ovat varsin väljät eivätkä ne rajoita Inarijärven säännöstelyn kehittämistä. Siksi nykyisten luparajojen muuttaminen tai tarkistaminen ei ole tarpeellista.

Tutkimusten perusteella suositellaan säännöstelyn haittojen vähentämistä ylimpiä vedenkorkeuksia alentamalla ja välttämällä liian alhaisia vedenkorkeuksia kesällä. Tämä vähentäisi rantojen vyörymistä ja kulumista Inarijärvellä ja Ivalojoella. Alentamisesta olisi hyötyä myös virkistyskäytölle ja kalastukselle ja Paatsjoen vesivoimatuotannolle. Suosituksissa esitetään myös, että kesällä pyritään alenevaan kesävedenkorkeuden rytmiin silloin, kun se voimataloudelliset näkökohdat huomioonottaen on mahdollista.

Kunnostustoimenpiteet Inarijärvellä ovat käsittäneet säännöstelyn vuoksi vyöryvien rantatörmien suojauksia. Tulvasuojelun takia niitä on tehty myös Ivalojoella. Vyörytörmien suojaaminen vähentää liikkeellä olevan materiaalin määrää sekä vakauttaa rantoja ja voi siten edesauttaa kasvillisuuden leviämistä. Suojauksissa perinteisesti käytetyt isot kivenlohkareet vaikuttavat kuitenkin voimakkaasti vesimaisemaan. Kunnostusten suunnittelussa ja toteutuksessa tulee tästä syystä aikaisempaa enemmän huomioida niiden luonnonsuojelulliset ja maisemalliset vaikutukset. Myös uusien kunnostusmenetelmien kehittäminen on suositeltavaa.

Inarijärven kalakantojen hoitoa ja siihen vaikuttavia tekijöitä selvitettiin monipuolisesti. Tutkimuksessa arvioitiin mm. Inarijärven kalataloudellisten hoito- ja kehittämistoimien aluetaloudellisia vaikutuksia ja kannattavuutta, kalalajien välisiä vuorovaikutuksia, kalanistutusten vaikutuksia ja keinoja kalataloudellisen hoidon kehittämiseksi.

Inarijärven tilan ja käytön suurin ongelma oli 1990-luvun alussa kalakantojen huono tila. Suurin syy tähän on ollut ravintovaroihin nähden liian suuret petokalaistutukset, minkä vuoksi istukkaiden kuolleisuus on ollut suuri, kasvu on heikentynyt ja varsinkin taimenessa on esiintynyt runsaasti loisia. Petokalaistutusten taloudellinen tuotto onkin ollut 1990-luvun alkupuolella huono. Suuret petokalaistutukset ovat osaltaan vähentäneet muikkukannan elpymismahdollisuuksia. Myös siikaistutukset ovat olleet liian suuria ja niiden tuloksellisuus on ollut suhteellisen alhainen. Liian suurilla siikaistutuksilla ei kuitenkaan ole niin laajakantoisia kielteisiä vaikutuksia kalayhteisössä kuin liian runsailla petokala-

istutuksilla. Ravintotilanteeseen ja kalastukseen nähden liian suuret istutusmäärät ovat taloudellisten resurssien tuhlausta, aiheuttavat kielteisiä muutoksia kalayhteisössä ja vaikuttavat lisäksi haitallisesti kalastukseen ja kalojen laatuun.

Kalakantojen hoidon suosituksista tärkein on istutusmäärien alentaminen. Muut kuin säännöstelyvelvoitteena tehtävät istutukset Inarijärveen tulisi lopettaa toistaiseksi. Lisäksi toimia velvoiteistutusten määrän pienentämiseksi tulisi jatkaa. Siirtyminen ns. sopeutuvaan velvoitehoitoon, jossa istutuksia tehtäessä otetaan huomioon kalaston ja kalastuksen tila parantaisi myös tilannetta. Liian runsaiden istutusten haittoja voidaan lieventää myös lisäämällä Inarijärven rantavyöhykkeen tuottokykyä säännöstelyä kehittämällä. Myös riittävän tehokkaalla ja oikein kohdistetulla kalastuksella voidaan parantaa istutusten tuloksellisuutta.

Kalojen vaeltamisella Inarijärvestä alas Paatsjokeen ei tehtyjen tutkimusten perusteella ole juuri merkitystä Inarijärven kalakantoihin eikä kalojen vaellusten estämiseen siten ole perusteita.

Tutkimuksen suosituksissa on kiinnitetty huomiota tiedotuksen lisäämiseen ja tiedonkulun parantamiseen eri intressiryhmien välillä. Inarijärven käytön ja hoidon tavoitteet ovat hyvin moninaiset. Erilaisten näkemysten huomioon ottaminen tavoitteiden määrittelyssä onnistuu parhaiten, kun tiedon kulku on mahdollisimman välitöntä ja esteetöntä. Suosituksissa painotetaan erityisesti asiantuntijoiden ja päätöksentekijöiden tiedotusvastuuta ja aktiivista panostusta tiedottamiseen.

Inarijärvi-tutkimuksessa nousi esiin tutkimusaiheita, joista osa tuottaa tietoa kalatalouden kehittämiseen, säännöstelyn haittojen lieventämiseen sekä vesistön tilan seurannan kehittämiseen ja osa on luonteeltaan perustutkimusta. Jotta Inarijärvellä tehtävä kalantutkimus palvelisi mahdollisimman hyvin kalataloudellista ohjausta, tulisi kalantutkimukselle laatia pitkän aikavälin strategia. Tutkimustietoa tarvitaan erityisesti erilaisten velvoiteistutusten toteutusvaihtoehtojen vaikutuksista. Säännöstelyn vaikutukset ovat osin tuntemattomia loivilla rannoilla ja etenkin Inarijärven tuottoisimmassa ekosysteemissä Ivalojoen suistoalueella. Mahdollisuudet vaihtoehtoisten, nykyistä luonnonmukaisempien ja maisemaan paremmin sopeutuvien, rantavyöhykkeen kunnostusmenetelmien käyttämiseen tulisi selvittää. Vesistön tilan seurannassa olisi kiinnitettävä huomiota veden laadun lisäksi myös biologisiin muuttujiin. Tutkimuksellisesti mielenkiintoista tietoa tuottaisi Inarijärven ja Paatsjoen perusbiologinen selvitys, joka voisi parantaa järven tilan kehityksen ennustamista yhdessä tarkemman sedimenttitutkimuksen kanssa.

Monitieteisenä ja Suomen rajat ylittävänä tutkimushankkeena Inarijärvi-tutkimus oli kunnianhimoinen ponnistus järven nykytilan selvittämiseksi ja käyttöedellytysten parantamiseksi. Keskeisenä tavoitteena oli tuottaa tietoa Inarijärven käyttöä ja hoitoa koskevan päätöksenteon tueksi. Tässä tavoitteessa on onnistuttu. Tutkimusten perusteella toimet Inarijärven kalanistutusmäärien vähentämiseksi on aloitettu. Tutkimus on tuottanut tietoa siitä, kuinka säännöstelyn haittoja voidaan vähentää ilman, että voimataloudelle aiheutetaan merkittäviä menetyksiä. Erityisen arvokasta on ollut tutkijoiden, vesistön käyttäjien, viranomaisten ja päätöksentekijöiden välisen tiedonkulun ja yhteistyön paraneminen.

15

Summary

The objective of the Lake Inari research was to examine the present state and development of the lake, the influential mechanisms of regulation, and the possibilities to develop the regulation of the lake and the management of fish stocks. The research also produced information for organizing the monitoring of the state of Lake Inari and for controlling the use and management of the lake. On the basis of the research, recommendations have been made concerning fish stock management and fishing, regulation, the monitoring of the state of the watercourse, and reporting.

On the whole, the water quality of the lake is excellent and meets strict quality criteria. According to the research, the lake is not eutrophicating, instead the data on the water quality hints more towards the lake becoming more oligotrophic. The sediment research suggested that some slight eutrophication began at the end of the 1980s. The same is suggested by the increase in individual algae groups that was revealed through the monitoring of phytoplankton. However on the basis of the water quality and phytoplankton Lake Inari can still be regarded as oligotrophic and in terms of fish production, even too poor in nutrients.

Over 90 % of the incoming nutrients of Lake Inari originate from natural leaching and depositions. Point loading of nutrients doesn't have significant effects on the lake's water quality. Nutrient loading can be regarded as a minor problem in the case of Lake Inari and recommendations to lessen it through special measures are not necessary. However, monitoring the water quality in some distinct areas (the mouth area of the Ivalo River, the Nangu Fjord) must be made more efficient in order to discover possible unfavourable development.

The development of the acidification of Lake Inari seems to have slowed down and over the past few years a slight return of the buffering capability has been noticed. Because the catchment area of Lake Inari is sensitive to acidification, it is justified to reduce the acidifying loading. On the most part, the acidifying loads are from industrial emissions originating from the Kola region. In practice, reducing them has proven to be quite difficult.

The regulation of Lake Inari has had negative effects on the organisms and fish of the littoral zone, and possibly on the birds as well. The effects have mainly been the result of changes that have occurred in the upper littoral zone. The water level was raised on an average over a half a metre due to the regulation, which caused the disappearance of littoral zone's vegetation and an increase in its erosion. The regulation has already lasted over 50 years during which time the nature of the shore has had time to adapt to the new situation. On the most part, ecosystems in the littoral zone have now become established. Sand beaches are the exception, in that they are unstable environments for vegetation and bottom animals. The establishment of the littoral zones has had beneficial effects on the shore's organisms. For example, the sedge at the shore is spreading out once again in areas where they existed before. The sedge also has a indirect effect on the food resources of fish through the increase of zooplankton in the littoral zone.

The most significant effects of the present regulation on the littoral zone are result of the changes in water level fluctuations during the open water season. In a natural state, the water surface of Lake Inari usually lowered after flooding, but during regulation the water level has either remained at the same level or it has

rised towards autumn in many years. This has decreased the vegetation of the upper part of the shore, for example, by narrowing the area suitable for the sedge. Moreover, in the upper limits of the regulation, higher water levels have caused deterioration of shores since wave erosion is concentrated on a narrow and nearly barren zone. According to present knowledge, lowering of the water level in winter doesn't have great significance in Lake Inari because due to the clarity of the water, the productive zone stretches deep and only a small portion of it freezes.

The effects of the various regulation practices on the littoral zone's organisms, fish, fishing, recreational use and power economy have been assessed in the research. The alternatives were: so-called natural regulation, realised regulation, ecological regulation (two alternatives) and the regulation of the power economy.

Moving towards more natural, lowering summer water level rhythm would expand the helophyte vegetation range. The amount of shore zooplankton and bottom organisms would increase, which would improve the nutritional situation of the fish. The comparison of regulation practices suggested, that a water level rhythm that is clearly more natural than nowadays would cause great losses to the power economy. It would increase discharges passing the hydropower plants and the production of electricity would be transferred from winter to summer. This discharge would probably also be detrimental to the organisms of the River Paatsjoki.

The annual production of the River Paatsjoki hydropower plant is approximately FIM 200 million and the share from the regulation is approximately FIM 10 million. The present regulation practice is remarkably more moderate than what could be possible with the lower and upper limits of the regulation. The benefit for the power economy in practice is thus less than the maximum. When formulating the recommendations for regulation, the basis was not to cause significant losses for the River Paatsjoki hydropower production. The present limits of the regulation permit for Lake Inari are quite broad and they do not restrict the development of Lake Inari´s regulation. Thus, it is not necessary to change or inspect the present permit limits.

Based on the research it is recommended that the upper water level should be lowered and very low water levels during summer avoided in order to decrease the negative effects of regulation. This would lower the erosion and the deterioration of the shores in Lake Inari and the Ivalo River. The decrease of water level would also be beneficial for recreational use and fishing as well as the power economy of the River Paatsjoki. It is also recommended that a lowering of the summer water level rhythm will be aimed for when it is possible from the view of the power economy.

The restoration measures due to the regulation of Lake Inari have included shielding of the shores from erosion. They have also been done at the Ivalojoki River due to flood protection. Shielding of the shores decreases the amount of material in motion as well as stabilises the shores. It can thus be useful for the spread of vegetation. Large boulders traditionally used in this protection greatly influence the water landscape. Consequently, there should be paid more attention to nature conservation and landscape related factors when planning and realising the protection. The development of new protection methods is also recommended.

The management of fish stocks and the factors influencing it has been widely examined. For instance, the regional economical effects and benefits of the measures to maintain and develop Lake Inari´s fisheries, the interaction between fish species, the effects of fish stocking and the techniques to develop the management of fish stocks and fisheries were assessed in the research.

The greatest problem concerning the use and state of Lake Inari at the beginning of the 1990s was the poor condition of the fish stocks. The reason for this, at least in terms of food resources, has been the overstocking of predatory fish which has resulted in high mortality rates of stocked fish, a decrease in growth, and a large amount of parasites

occurring especially in the trout. The economical yield of stocking predatory fish during the beginning of the 1990s has been poor. The large amount of stocked predatory fish has in part reduced the revival possibilities of the vendace population. The stocking of whitefish has also been very abundant and its success has been relatively poor. The negative effects of overstocking of whitefish are not as extensive as those of predatory fish. In terms of food resources and fishing, very large amounts of stocked fish is a waste of resources, it has negative effects on the fish populations, and it adversely effects fishing and the quality of fish.

The most important recommendation for the management of fish stocks is decreasing the amount of fish stocked. Aside from compensation requirements, all other stocking in Lake Inari should be temporally stopped. Moreover, actions to decrease the amount of compensation stocking should be continued. A move towards so-called adaptable management, where the state of fish stocks and fishing are taken into consideration before stocking, would also improve the situation. The negative effects of abundant stocking can also be reduced by increasing the productivity of the Lake Inari´s littoral zone with the development of regulation. In addition, efficient fishing that is correctly allocated can also help to improve the success of stocking.

According to research, the downmigration of the fish from Lake Inari to the River Paatsjoki does not have too much significance on the fish stocks of Lake Inari and thus there is no reason to prohibit the migration of the fish.

In the recommendations of the research, attention has been paid to increase reporting and improving the flow of information between different interest groups. The objectives for the use and management of Lake Inari are very diverse. Taking into consideration different views while determining the objectives works best when the flow of information is immediate and non-restricted. The obligation to report and an active effort to report of the experts and decision-makers are emphasised in the recommendations.

There were many research topics that came forth in the Lake Inari research, a part of which produce information on the development of fisheries, reducing the negative effects of regulation as well as developing the monitoring of the state of the watercourse. Another part are basic research in nature. In order that the future research in Lake Inari best serves the fishery management, a long term research strategy should be developed. Research data on the effects of various alternatives to realise different compensation stocking is needed. The effects of regulation are in part unknown for the gentle shores as well as Lake Inari´s most productive ecosystem, the delta area of Ivalo River. The possibilities of using alternative restoration methods for the littoral zone that are more natural and better suited to the landscape should be determined. While monitoring the state of the watercourse, attention should be paid to the biological variables in addition to water quality. A basic biological examination of Lake Inari and the Paatsjoki River would produce interesting data that would shed some light on predicting the development of the state of the lake together with more precise sediment research.

As a multidisciplinary research project which extended over the Finnish borders, the Lake Inari study was an ambitious effort to determine the present state of Lake Inari and improve the potential of the lake. The central objective was to produce data that support the decision making concerning the use and management of Lake Inari. This objective was accomplished. Based on the research, the actions to decrease the amount of fish stocking in Lake Inari has begun. The study has produced data on how the negative effects of regulation can be decreased without causing significant losses to the power economy. The information flow and improvement in co-operation between the researchers, users of the watercourse, authorities and decision-makers has especially been valuable.

KIRJALLISUUS

Aartolahti, T. 1990. Suomen maankamaran vaiheet. Terra 102, 4, s. 203 - 219.

Ahonen, M. 1991. Kalastustekniikan kehitys Inarijärvellä. (toim.) E. Salonen. Inarijärvi-symposium. Helsinki, kalatutkimuksia - fiskundersökningar 24. s. 116 - 123.

Ahonen, M. 1993. Inarijärveen laskevien vesien järvitaimenen vuosien 1971 - 1989 Carlin-merkintöjen tulokset. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, kalatutkimuksia - fiskundersökningar 61. s. 1 - 30.

Ahonen, M. 1995. Inarijärven järvitaimenen kuonomerkintöjen tulokset. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kala- ja riistaraportteja 29. 29 s.

Ahonen, M. 1996 Ajatuksia kalalajien välisestä kilpailusta Inarijärvessä. Muistio 18.3.1996. 5 s.

Ahonen, M. ja Heinimaa, P. 1996. Inarijärven kalataloudellisten hoitovelvoitteiden uudistaminen. Sopeutuva velvoitehoito. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kala- ja riistaraportteja 51. 26 s.

Ahonen, M. ja Jääskö, O. 1994. Inarijärven kala- ja ympäristömuuttujien tilastollinen käsittely. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Ivalon toimipiste, moniste. 24 s.

Ahonen, M., Salonen, E., Mutenia, A. ja Salojärvi, K. 1996. Inarijärven pohjasiian kuonomerkintöjen tulokset vuosina 1987 - 1992. Teoksessa: Salonen, E. (toim.). Inarijärven pohjasiika, istutusten merkitys. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalatutkimuksia - fiskundersökningar 113. S. 45 - 59.

Ahtiainen, M. 1990. Avohakkuun ja metsäojituksen vaikutukset purovesien laatuun. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 45.

Airaksinen, E. ja Heinonen, P. 1976. Inarinjärven tutkimus vuonna 1974. Helsinki, vesihallitus, tiedotus 103. 59 s.

Alasaarela, E., Hellsten, S., Huusko, A. ja Tikkanen, P. 1989. Ekologiset näkökohdat joidenkin Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Osa 1. Yleistutkimukset. Helsinki, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tiedotteita 926. 56 s.

Alasaarela, E., Hellsten, S., Keränen, R., Kurttila, T. ja Riihimäki, J. 1993. Säännöstelyjärvien rantojen kunnostuksen ja hoidon periaatteet - esimerkkinä Oulujoen vesistö. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja 145.

Alatalo, J. ja Lampela, R. 1997. Inarin säännöstelystä aiheutuvien rantavyörymien estäminen, Inari. Yleissuunnitelma vuosille 1998 - 2004. Vihko 37. Lapin ympäristökeskus, moniste. 5 s. + liitteet.

Amundsen, P. og Staldvik , F. 1993. Lagesilda i Pasvikvassdraget - Undersokelser i 1991 og 1992. Norges Fiskerihogskole, Univ. i Tromso.

Anttila, P. 1995 (toim.). Ilman laatu ja laskeuma. Teoksessa: Tikkanen, E. (toim.) Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. Jyväskylä, Gummerus. 232 s.

Auvinen, H. 1994. Intra- and interspecific factors in the dynamics of vendace (*Coregonus albula* (L.)) populations. Helsinki, University of Helsinki, divison of ecology, department of zoology, academic dissertation.

Axler, R. P., Rose, C. ja Tikkanen, C. A. 1994. Phytoplankton nutrient deficiency as related to atmospheric nitrogen deposition in northern Minnesota acid-sensitive lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51, s. 1281 - 1296.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. Norsk institut for vannforskning. NIVA-Rapport 0-86116. 111 s.

Cluis, D.A. 1989. Detection of trends and norm violations. User's manual "DETECT" and "EXCEED". Version 2. INRS-Eau, P.O.Box 7500 sainte-Foy, Quebec, Canada. GIV4C7. 40 s.

del Giorgio, P. A. and Peters, R. H. 1993. Balance between phytoplankton production and plankton respiration in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50, s. 282 - 289.

Duarte, C. M. and Kalff, J. 1986. Littoral slope as a predictor of the maximum biomass od submerged macrophyte communities. Limnol. Oceanogr. 31, s. 1072 - 1080.

EIFAC 1994. Guidelines for stocking coregonids. Roma. EIFAC Occasional paper 31. 18 s.

Ekholm, P. 1992. Maataloudesta peräisin oleva fosfori vesien rehevöittäjänä. Teoksessa: Rekolainen ja Kauppi (toim.). Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 359. S. 39 - 46.

Ekholm, M. 1993. Suomen vesistöalueet. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 126. 163 s.
Eloranta, P. 1978. Light penetration in different types of lakes in Central Finland. Holarctic ecology 1:4.
Eloranta, P. 1988. Etelä- ja Keski-Suomen kansallispuistojen järvien kasviplanktonista heinäkuussa 1987. Jyväskylä, Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja 51. 39 s.
Forsberg, C., Ryding, S-O., Claesson, A. ja Forsberg, A. 1978. Water chemical analyses and/or algal assay? - Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. Int. Ver. Limnol. 21, s. 352 - 363.
Frisk, T., Niemi, J. S. ja Kinnunen, K. A. I. 1980. Comparison of statistical phosphorus-retention models. Ecological modelling 12, s. 11 - 27.
Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. Nature 250, s. 26 - 31.
Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. Am. Nat. 111, s. 1169 - 1194.
Hakkari, L. ja Selin, P. 1980. Inarijärven eläinplanktontutkimus v. 1979. Jyväskylän yliopisto, hydrobiologian tutkimuskeskus. 39 s.
Hansson, L.-A. 1992. Factors regulation periphytic algal biomass. Limnol. Oceanogr. 37, s. 322 - 328.
Heinimaa, S. Salonen, E. ja Pukkila, H. 1996. Inarijärven uistelukalojen ravintoselvitys. Inarin kalantutkimus ja vesiviljely, moniste.
Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Helsinki, National Board of Waters, vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37. 91 s.
Heinonen, P. 1982. On the annual variation of phytoplankton biomass in Finnish inland waters. Hydrobiologia 86, s. 29 - 31.
Heiskanen, M. ja Lepistö, M. 1992. Pelagiaalin planktontuotannon dynamiikka koillisella Perämerellä. Oulun yliopisto, eläintieteen laitos, tutkielma. 67 s.
Hellsten, S. 1983. Järvisäännöstelyn vesistövaikutukset. Vesihallituksen monistesarja 188. 62 s. + 4 liitt.
Hellsten, S. 1991 (toim.). Iijoen vesistön latvajärvien säännöstelyn kehittämisselvitys. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 302. S. 1 - 46.
Hellsten, S. 1996. Environmental factors related to water level fluctuation in two lakes of northern Finland. Boreal Environmental Research, submitted.
Hellsten S., Neuvonen I., Alasaarela E., Keränen R. ja Nykänen M. 1989. Ekologiset näkökohdat joidenkin Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Osa 2. Rannan geomorfologia ja vesikasvillisuus. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tiedotteita 986.
Hellsten, S., Palomäki, R. ja Järvinen, E. 1995. Inarijärvitutkimus, osatutkimus II. Säännöstely ja sen vaikutusmekanismien selvittäminen. VTT Yhdyskuntatekniikka, tutkimusraportti 308. 77 s. + 1 liitt.
Hellsten, S., Palomäki, R. ja Puro, A. 1995. Inarijärven eliöstön monimuotoisuuden muutosten seurannasta. Muistio. 5 s.
Hellsten, S., Marttunen, M., Palomäki, R., Riihimäki, J. and Alasaarela E. 1996. Towards an ecologically-based regulation practice in Finnish hydroelectric lakes. - Regulated Rivers: Research and Management 12, s. 535 - 545.
Helminen, H., Auvinen, H. Hirvonen, A., Sarvala, J. and Toivonen, J. 1993. Year-class fluctuations of vendace (*Coregonus albula*) in lake pyhäjärvi, southwest Finland, during 1971 - 1990. Can. J. Fish. Aquat Sci. 50, s. 925 - 931.
Helminen, H. and Sarvala, J. 1994. Population regulation of vendace (*Coregonus albula*) in Lake Pyhäjärvi, southwest Finland. Journal of Fish Biology 45, s. 387 - 400.
Henriksen, A., Wilander, A., Kämäri, J., Posch, M. Forsius, M. Baxendale, H. ja Tarvainen, T. 1994. Critical loads for acidification of surface waters in nothern Fennoscandia (Nordkalotten). Oslo, Nordkalottens miljoråd, nordkalottkommiteens publikasjonsserie, rapport 33. 22 s. ISSN 0348-8608
Hiisivuori, C. 1977. Inarinjärvestä kesällä 1976 pyydystettyjen kalojen ravintoanalyysi. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, moniste. 17 s.
Honkasalo, L. ja Hiisivuori, C. 1977 Inarinjärven pohjaeläintutkimus 1976. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, moniste. 20 s.
Huusko, A., Sutela, T., Karjalainen, J., Hellsten, S. ja Hirvonen, A. 1989. Ekologiset näkökohdat joidenkin Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Osa 4. Kalojen mädin ja poikasten selviytyminen. Helsinki, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tiedotteita 988. 95 s.

Hyvärinen, V., Solantie, R., Aitamurto, S. ja Drebs, A. 1996. Suomen vesitase 1961 - 1990 valuma-alueittain. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 220.
Håkanson, L. och Ahl, T. 1976. Vättern - recenta sediment och sedimentkemi. -Natl. Swed. Environ. Prot. Board, SNV PM 740 Uppsala, 164 s.
Håkanson, L. and Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer, Berlin. 316 s.
Ilmavirta, V. 1980. Phytoplankton in 35 Finnish brown-water lakes of different trophic status. Devel. Hydrobiol. 3, s. 121 - 130.
Jansson, M. 1979. Nutrient budgets and the regulation of nutrient concentrations in a small sub-artic lake in northern Sweden. Freshwater Biology 9, s. 213 - 231.
Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. Ann. Acad. Scient. Fennicae A IV (18), s. 1 - 29.
Järnefelt, H. 1956a. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. XVI. Ann. Zool. Soc. Vanamo 17, 1, s. 1 - 201.
Järnefelt, H. 1956b. Zur Limnologie einiger Gewässer Finnlands. XVII. Ann. Zool. Soc. Vanamo 18, 2, s. 1 - 61.
Järnefelt, H., Naulapää, A. ja Tikkanen, T. 1963. Planktonopas. Kalavesitutkimus II. Suomen Kalastusyhdistyksen julk. 34. 133 s.
Järvi, T. H. 1928. Uber dir Arten und Formen der Coregonen s. str. in Finland. Acta Zool. Fennica 5, s. 1 - 259.
Kaatra, K. ja M. Marttunen 1993 (toim.). Oulujoen vesistön säännöstelyjen kehittämisselvitykset. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 140.
Kainulainen-Immonen, T. 1980. Kymmenpiikin (*Pygosteus pungitius* L.) elinkierron ekologiaa Inarin-, Muddus- ja Kevojärvessä. Turun yliopisto, biologian laitos, raportti. 84 s. + 7 liitettä.
Kankaala, P., Hellsten, S. ja Alasaarela, E. 1984. Primary production of phytoplankton in the oligohumic Kitka lakes in northern Finland. Aqua Fennica 14, 1, s. 65 - 78.
Keränen, A.-L. 1986. Inarijärven lohensukuisten petokalojen ravintonäytteistä. Taivalkoski, Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitos, moniste. 22 s.
Keränen, R., Riihimäki, J., Asunmaa, A., Madekivi, O., Hellsten, S., Alasaarela, E. ja Seppänen, E. 1992. Oulujärven rantojen kasvillisuuden kehittyminen ja käyttöedellytysten parantaminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 382.
Kettunen, J. 1989. Vedenlaatumuutosten ja lupaehtorikkomusten havaitseminen visuaalisein ja ei-parametrisin menetelmin. Vesitalous 6, s. 29 - 35.
Kliewer, E. V. 1970. Gillraker variation and diet in lake whitefish Coregonus clupeaformis in northern Manitoba. In: Lindsey, C. C. and Woods, C. S. (eds.). Biology of coregonid fishes. Winnipeg. S. 147 - 165.
Koli, L., Varjo, M. ja Dahlström, H. 1995. Uusia ja tarkistettuja kalojen suomenkielisiä nimiä. Suomen Kalastuslehti 102, 2, s. 18 - 19.
Krammer, K. und Lange-Bertalot, H. (eds) 1986 - 1991. Susswasserflora von Mitteleuropa Bands 2/1, 2/2, 2/3, 2/4. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart, New York.
Kuusisto, E. 1992. Suomen järvien tilavuus. Terra 104, 1, s. 3 - 10.
Kähkönen, A.-M. 1993. Järvien happamoitumisherkkyys ja valuma-alueiden moreenin hienoaineksen geokemia Pohjois-Suomessa. Helsingin yliopisto. Geologian ja paleontologian osasto, lisenssiaattitutkimus, 72 s.
Kämäri, J., Forsius, M., Johansson, M. ja Posc, M. 1992. Happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus Suomessa. Helsinki, ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, selvitys 111. 59 s.
Lapin liitto 1996. Lapin läänin vahvistetut rantakaavat 1.1.1996. Kartta 1:500 000.
Lappalainen, K. M. 1977. Matemaattisia apukeinoja vesistötutkimuksen tulosten käsittelyyn. Vesi- ja kalatalousmiehet ry:n täydennyskoulutusseminaari 1976. In: Lehmusluoto, P. (toim.). Fysikaaliset ja kemialliset analyysimenetelmät. S. 107 - 120.
Larsen, D. P. and Mercier, H. T. 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can. 33, s. 1742 - 1750.
Laurila, T., Tuovinen, J-P. ja Lättilä, H. 1991. Lapin ilmansaasteet. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatuosasto. 67 s.
Leppäjärvi, R. (toim.) 1991. Hydrologinen vuosikirja 1987 - 1988. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 207 s.
Leppäjärvi, R. (toim.) 1993. Hydrologinen vuosikirja 1990. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 197 s.

Manner, R. ja Tervo, T. 1988. Lapin geologiaa. Rovaniemi, Lapin maakuntaliitto ry. 188 s.
Maristo L. 1941. Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetations-physiognomischer Grundlage. Ann. Bot. Soc. Vanamo 15, s. 1 - 314.
Marja-aho, J. 1982. Perifyton kalankasvatuksen aiheuttaman rehevöitymisen ilmentäjänä. Vesihallituksen tiedotuksia 222.
Marttunen, M. (toim.) 1996. Päijänteen ja Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyjen kehittämisselvitykset. Tarkistettu tutkimussuunnitelma ja yhteenveto vuoden 1996 tuloksista. 20 s.
Marttunen, M. ja Kylmälä, P. 1997. Kalakantojen hoitomalli Inarijärven kalanistutusten vaikutusten arvioinnissa. Suomen ympäristö Nro xx. xx s.
Meriläinen, A. 1994. Ammattikalastajien näkemyksiä Inarijärvestä ja sen kalastuksesta. Oulun yliopisto, kulttuuriantropologian laitos. (Käsikirjoitus).
Morris, D., ja Lewis, W. 1988. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. Freshwater Biol. 20, s. 315 - 327.
Murphy, K. J., Rørslett, B. and Springuel, I. 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an International example. Aquatic Botany 36, s. 303 - 323.
Mutenia, A. 1984. Kaamasjoen kalatalousselvitys kalastuksen ja kalakantojen hoidon suunnittelua varten. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, monistettuja julkaisuja 24. 62 s.
Mutenia, A., Salonen, E., Maunu, A., Pukkila, H., Ahonen, M. ja Rahkonen, R. 1996. Tilastotietoja Inarijärven kalataloudesta. Velvoitetarkkailun toimintakertomus vuodelta 1995. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kala- ja riistaraportteja 66. 40 s.
Mölder, K. und Tynni, R. 1967. Über Finnlands rezente und subfossile Diatomeen. I. C.R. Soc. Geol. Finlande 39, s. 199 - 217.
Nenonen, M. 1972. Inarijärven ja Muddusjärven pohjaeläintutkimuksen 1971 tuloksista. Lapin vesipiiri, moniste. 10 s. + 4 liitt.
Nenonen, M. ja Saarenketo, T. 1972. Inarijärven vesipinnan vaihtelut ja sen vaikutukset. Lapin vesipiiri, moniste. 2 s. + 1 liitt.
OECD 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assesment and control. Pariisi, OECD Publication Office. 54 s.
Paasivirta, L. 1984. Suurten järvien profundaalin pohjaeläinbiomassa ja surviaissääskilajisto. Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen tiedonantoja 38, s. 32 - 35.
Palomäki, R. 1981. Inarinjärven eri siikamuodot ja niiden ravinnonvalinta. Jyväskylä, Jyväskylän yliopisto, biologian laitos, Pro gradu -tutkielma. 101 s.
Palomäki, R. 1984. Inarinjärven, Sarmijärven ja Sarmilompolon vesihyönteisfaunan (Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera: Chirononmidae) vertailu. Helsinki, Helsingin hyönteistieteellinen yhdistys, tiivistelmät Suomen 5. entomologian päivien (Arktinen entomologia) esitelmistä. 1 s.
Palomäki, R. 1985. Esitutkimus Inarijärven muikusta vuonna 1985. Teoksessa: Mutenia, A. Inarijärven säännöstelystä aiheutuvan kalakantojen hoidon tarkkailututkimuksen raportti vuodelta 1985. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, tutkimusselostus 2, moniste. 14 s.
Palomäki, R. 1988. Selvitys kalojen ravintoeläinten siirtoistutuksista Inarijärveen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, monistettuja julkaisuja 80. S. 31 - 79.
Palomäki, R. 1992. Oulujärven rantatyyppien ja rantahabitaattien suhteellisten osuuksien arviointi. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 385. s. 1 - 31.
Palomäki, R. 1994. Response by macrozoobenthos biomass to water level regulation in some Finnish lake littoral zones. Hydrobiologia 286, s. 17 - 26.
Palomäki, R. and Hellsten, S. 1996. Littoral macrozoobenthos biomass in a continuous habitat series. Hydrobiologia, 339, s. 85 - 92.
Prairie, Y. T. 1988. A test of the sedimentation assumptions of phosphorus input-output models. Arch. Hydrobiol. 111, 3, s. 321 - 327.
Puro, A. 1996. Inarijärvi-tutkimus. Veden laatu ja valuma-alueselvitykset. Rovaniemi, Lapin ympäristökeskus, loppuraportin luonnos, versio 1.0 7.3.1995. 76 s. + 9 liitt.
Puro, A. ja Maunuvaara, V. 1997. Paatsjoen vesistöalueen käyttömuodot ja niiden kehittäminen. Rovaniemi, Lapin ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut 24. 113 s. + 6 liit.
Raatikainen, M. 1987. Saimaa hävisi saarikilpailun. Teoksessa: Suomen kuvalehti.Tunne järvet, saaret ja joet. 24 B. 15.6.1987. s. 69.

Reynolds, C. S., Padisák, J. and Sommer, U. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. Hydrobiologia 249, s. 183 -188.

Riihimäki, J. ja Hellsten, S. 1996. Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn vaikutusten selvittäminen. Säännöstelyn vaikutukset rantavyöhykkeessä sekä esitys ekologiseksi säännöstelykäytännöksi, moniste. 24 s. + 5 liitt.

Rintanen, T. 1976a. Lake studies in eastern Finnish Lapland. I. Aquatic flora: Phanerogams and Charales. Ann. Bot. Fennici 13, s. 137 - 148.

Rintanen T. 1976b. Lake studies in eastern Finnish Lapland. I. Aquatic flora: Musci and Hepaticae. Ann. Bot. Fennici 13, s. 137 - 148.

Ritari, A. ja Nivala, V. 1993. Pohjois-Suomen numeerinen ilmastomalli mesoskaalassa. Teoksessa: Nikula, A., Ritari, A. ja Lahti, M-L. (toim.). Paikkatiedon ja satelliittikuvainformaation käyttö metsätutkimuksessa. Tutkimuspäivä Rovaniemellä 1993. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 479. S. 88 - 98.

Rørslett B. 1989. An integrated approach to hydropower impact assesment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 175, s . 65 - 82.

Salojärvi, K. 1991. Recruitment mechanisms of the vendace (*Coregonus albula* (L.)) in Lake Oulujärvi, northern Finland. Aqua Fennica, vol 21, no 2, s. 163 -173.

Salojärvi, K . 1992. Suosituksia sisävesien siikaistutuksista. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B 14. 32 s.

Salojärvi, K. ja Mutenia, A. 1991. Inarijärven pohjasiikakannoista ja istutusten tuloksellisuudesta (toim. E. Salonen). Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, kalatutkimuksia - fiskundersökningar 24. s.56 - 75.

Salojärvi, K. ja Mutenia, A. 1992. Effects of stocking fingerlings on recruitment in the Lake Inari whitefish (Coregonus lavaretus L. s. l.) fishery. In: Cowx, I. G. (ed.). Rehabilitation of freshwater fisheries. London, Fishing News Book. S. 302 - 313.

Salonen, E. 1992. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Nykytila. Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 50. 157 s. + 7 liitettä.

Salonen, S., Frisk, T., Kärmeniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. ja Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä - vaikutusten arviointi. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 96. 139 s. ISBN 951-47-5715-7. ISSN 0786-9592.

Salonen, E. 1994a. Eri tahojen suhtautuminen Inarijärven kalatalouteen ja virkistyskäyttöön. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalaraportteja 9. 64 s.

Salonen, E. 1994b. Eri etutahojen tavoitteet, kalataloudellinen päätöksenteko ja kalatalousjärjestelmän kehittämistarve Inarijärvellä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalaraportteja 10. 24 s.

Salonen, E. ja Mutenia, A. 1993. Inarijärven kalataloudellinen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Osa 2. Suunnitelma. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, kalatutkimuksia - fiskundersökningar 67. 73 s. + 7 liitettä.

Salonen, E., Mutenia, A. Salojärvi, K. 1996. Siian kalastus, istutukset ja pohjasiikakannan kehitys Inarijärvellä 1980 - 1994. Teoksessa: Salonen, E. (toim.). Inarijärven pohjasiika, istutusten merkitys. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalatutkimuksia 113. S. 3 - 44.

Sandlund, O. T., Gunnarsson, K., Jonasson, P. M., Jonsson, B., Lindem, T., Magnusson, K. P., Malmquist, H. J., Sigurjonsdottir, H., Skulason, S. and Snorrason, S. S. 1992. The arctic charr Salvelinus alpinus in Thingvallavatn. -Oikos 64, s. 305 - 351.

Sandman, O., Turkia, J. ja Huttunen, P. 1994. Metsätalouden pitkäaikaiset vaikutukset suurissa järvissä, Kuhmon Änättijärven ja Lentuan sedimenttitutkimus. (English summary: Long-term effects of forestry practices in large lakes: a sedimentary study of the lakes Änättijärvi and Lentua in Kuhmo, Finland) Publications of National Board of Waters and the Environment A 179. S. 1 - 56.

Sarjamo, H. ja Honkasalo, L. 1987. Kirakkajoen vesistön säännöstelyn vaikutukset Rahajärven, Hammasjärven ja Ukonjärven kalakantoihin sekä kalakantojen hoitosuunnitelma. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, monistettuja julkaisuja 66. 70 s.

Sarjamo, H., Jääskö, O. ja Ahvonen, A. 1989. Inarin kunnan vesien käyttö- ja hoitosuunnitelma. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, monistettuja julkaisuja 96. 187 s. + 10 liitettä.

Selin, P. ja Hakkari, L. 1982. The diversity, biomass and production of zooplankton in Lake Inarijärvi. Hydrobiologia 86, s. 55 - 59.

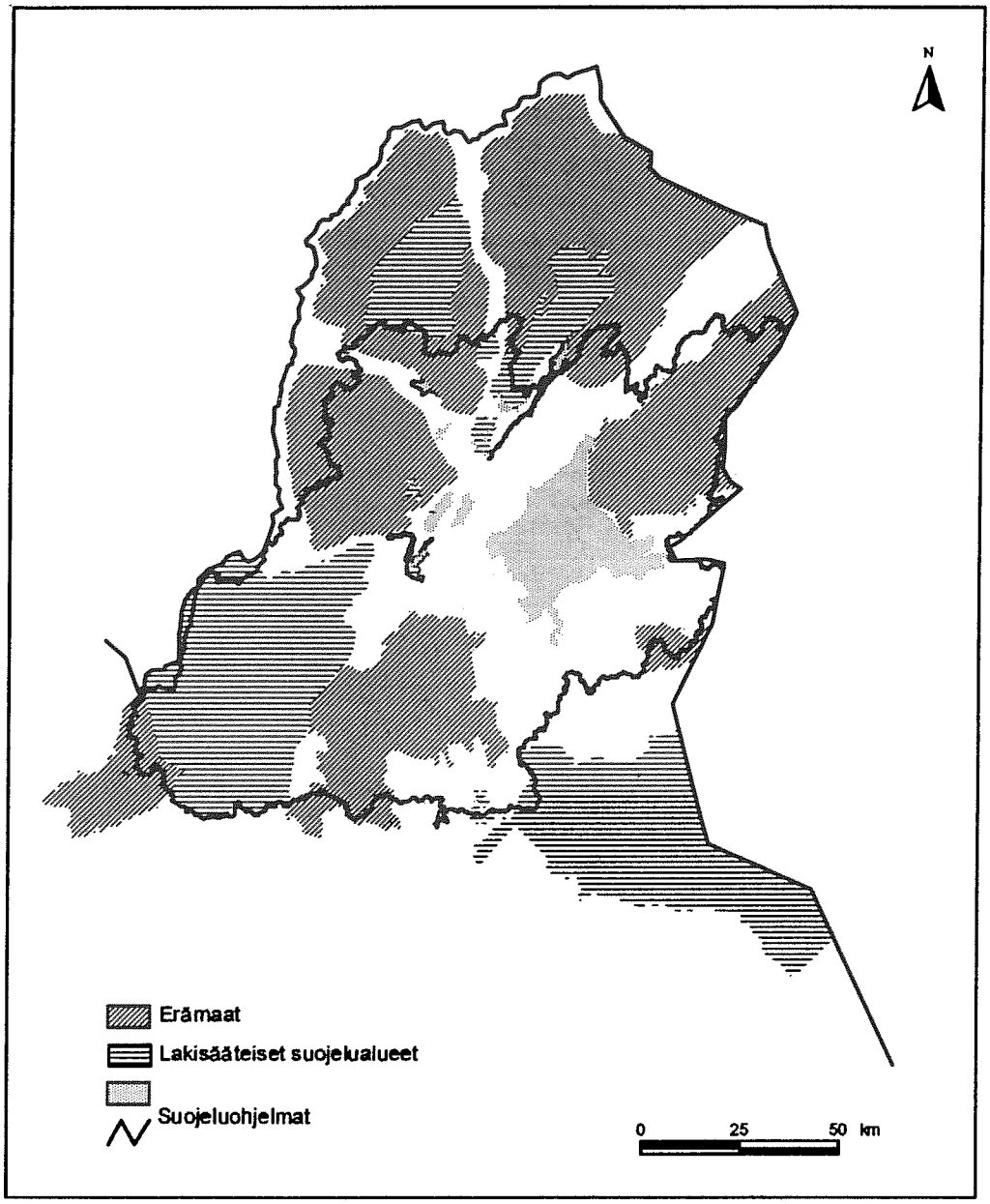
Sergejeff, K. 1963. Siian suotavimmasta pyynti-iästä ja pyyntikoosta Inarijärvessä. Ivalo, Opinnäytetyö kalatalousteknikon tutkintoa varten. 52 s.
Sergejeff, K. 1990 Inarijärven säännöstely tuhosi kukoistavan kalastuselinkeinon. Osa I. Suomen kalastuslehti 7.
Søndergaard, M., Riemann, B., Jensen, L. M., Jørgensen, N. O. G., Bjørnsen, P. K., Olesen, M., Larsen, J. B., Geertz-Hensen, O., Hansen, J., Christoffersen, K., Jespersen, A.-M. Andersen, F. and Bosselmann, S. 1988. Pelagic food web prosesses in an oligotrophic lake. Hydrobiologia 164, s. 271 - 286.
Suomen Kartasto 1986. Maanpinnan muodot. - Vihko 121 - 122. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 19 s.
Suomen kartasto 1987. Ilmasto. - Vihko 131. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 31 s.
Suomen kartasto 1988. Elävä luonto, luonnonsuojelu. - Vihko 141-143. Maanmittaushallitus, Suomen maantieteellinen seura. 32 s.
Suomen ympäristökeskus 1996. Ympäristökatsaus 3, 3-4.
Tervo, H. ja Mäenpää, I. 1995. Inarijärven kalataloudellinen kustannus-hyötyanalyysi. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskuksen moniste 2. 39 s. + 4 liit.
Tikkanen, M. 1990. Suomen vesistöjen jääkauden jälkeinen kehitys. Terra 102, 4, s. 239 - 255.
Tikkanen, T. 1986. Kasviplanktonopas. Forssa, Forssan kirjapaino Oy. 278 s.
Tikkanen, P., Kantola, L., Niva, T., Hellsten, S. ja Alasaarela, E. 1989. Ekologiset näkökohdat joidenkin Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Osa 3. Järven pohjaeläimistö ja aikuisten kalojen ravinto. Helsinki, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, tiedotteita 987. 105 s.
Tilastokeskus 1993. Väestölaskenta 1990. Kuntatiedot - Keski- ja Pohjois-Suomi. Väestölaskentatietoja kunnittain, Osa 7C. 460 s.
Toivonen, J. 1960. Inarin ja sen lähijärvien kääpiösiioista. Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto, monistettuja julkaisuja 12. 45 s.
Toivonen, J. 1972. Veden säännöstelyn vaikutus Inarijärven kalakantoihin ja kalastukseen. Täydentävä lausunto, moniste. 28 s. + liitteet.
Toivonen, J. 1966. Lausunto veden säännöstelyn vaikutuksista Inarijärven kalakantoihin ja kalastukseen. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, moniste. 72 s. + liitteet.
Tolonen, A. 1980. Kilpisjärven kasviplanktonin perustuotannosta. Luonnon Tutkija 84, s. 49 - 51.
Tranvik, L. J. 1988. Availability of dissolved organic carbon for planktonic bacteria in oligotrophic lakes of different humic content. Microb. Ecol. 16, s. 311 - 322.
Tranvik, L. J. 1989. Bacterioplankton growth, grazing mortality and quantitative relationship to primary production in a humic and a cleaewater lake. Journal of Plankton Research Vol. 11 no. 5, s. 985 - 1000.
Tranvik, L. J. 1992. Allochtonous dissolved organic matter as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. Hydrobiologia 229, s. 107 - 114.
Trifonova, I. 1986. Seasonal and main succession of lake phytoplankton. Hydrobiological Journal. 22, 3, s. 19 - 25.
Tuiskunen, J. and Lindeberg, B. 1986. Chironomidae (Diptera) from Fennoscandia north of 68°N, with a description of ten new species and two new genera. Annales Zool. Fennica 23, 4, s. 361 - 393.
Tuovinen, J-P., Laurila, T. ja Lättilä, H. 1993. Impact of the sulphur dioxide sources in the Kola Penincula on air quality in northernmost Europe. Atmospheric Environment Vol. 27A, No 9: s. 1379 - 1395.
Tuunainen, O., kyrö, J., Jomppanen, H. ja Guttorm, J. 1979. Lausunto Inarijärven sivuvesistöjen kalataloudellisista muutoksista ja säännöstelyn osuudesta niihin. Helsinki, Ivalo, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, moniste.
Valkeajärvi, P. 1996. Säännöstelyn vaikutuksista Päijänteen siikakantaan. Tutkimusraportti vuodelta 1996. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Laukaan kalantutkimus ja vesiviljely. 8 s.
Vesihallitus 1980 Lapin vesien käytön kokonaissuunnitelma. I osa. Suunnittelualue ja vesivarat. Vesihallituksen tiedotuksia 186.
Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Helsinki, vesihallitus, tiedotus 213. 136 s.

Vesihallitus 1984. Vesiviranomaisten käyttämät vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. 2. uud. painos, Helsinki, vesihallituksen julkaisuja 40. 56 s.
Vesi- ja ympäristöhallitus. 1992. Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja -sarja B 10. 86 s.
Viitala, L ja Räinä, P. 1997. Ympäristön tila Lapissa. Lapin ympäristökeskus. (käsikirjoitus)
Visuri, A. ja Heikkinen, K. 1990. Turvetuotannon typpikuormituksen vaikutuksista virtaavissa vesissä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 49. S. 45 - 69.
Vuorimies, O. 1985: Järvitaimenen ravinto Inarijärvellä syys-lokakuussa 1984. Teoksessa: Mutenia, A. Inarijärven säännöstelystä aiheutuvan kalakantojen hoidon tarkkailututkimuksen toimintakertomus vuodelta 1983. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, moniste. 2 s. + liitteet.
Vuorimies, O. 1989. Järvitaimenen ja järvilohen ravinto Inarijärvellä. Ivalo, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalantutkimusosasto, moniste. 2 s. + liitteet.
Watson, S. and Kalff, J. 1981. Relationships between nanoplankton and lake trophic status. Can. J. Fish. Aq. Sci. 38, s. 960 - 967.
Wetzel, R. G. 1983. Limnology. Second edition. Philadelphia, New York, Chigago, Saunders College Publishing. 767 s.
Ympäristöministeriö 1989. Ilmansuojelu Suomessa. Helsinki, ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, esite 14. 31 s. ISBN 951-47-2098-9.

Inarijärvi-tutkimuksen julkaisut:

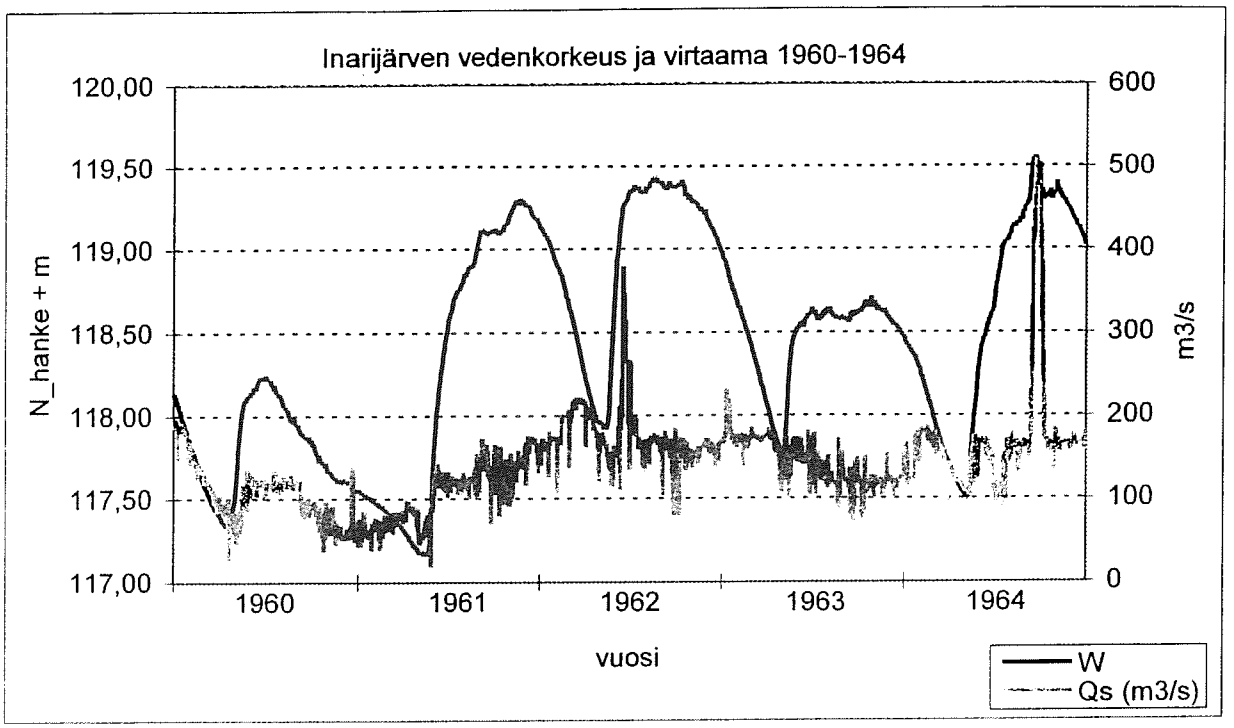
Ahonen, M. ja Heinimaa, P. 1996. Inarijärven kalataloudellisten hoitovelvoitteiden uudistaminen. Sopeutuva velvoitehoito. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kala- ja riistaraportteja 51. 26 s.
Ahonen, M. ja Jääskö, O. 1994. Inarijärven kala- ja ympäristömuuttujien tilastollinen käsittely. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Ivalon toimipiste, moniste. 24 s.
Hellsten, S., Palomäki, R. ja Järvinen, E. 1995. Säännöstely ja sen vaikutusmekanismien selvittäminen. Inarijärvitutkimus, osatutkimus II. VTT Yhdyskuntatekniikka, tutkimusraportti 308. 77 s. + 1 liit.
Hellsten, S., Palomäki, R. ja Järvinen, E. 1997. Säännöstely ja sen vaikutusmekanismit Inarijärven rantavyöhykkeellä. Inarijärvi-tutkimus. Osatutkimus II. Lapin ympäristökeskuksen monisteita, painossa.
Hellsten, S., Palomäki, R. ja Puro, A. 1995. Inarijärven eliöstön monimuotoisuuden muutosten seurannasta. Muistio 5 s.
Marttunen, M. ja Kylmälä, P. 1997. Kalakantojen hoitomalli Inarijärven kalanistutusten vaikutusten arvioinnissa. Suomen ympäristö, painossa.
Palomäki, R. 1994. Inarijärven kalakantojen ravintoekologia, vuorovaikutussuhteet ja hoito. Inarijärvi-tutkimus, osatutkimus III/6. Loppuraportti. 33 s. + 2 liit.
Palomäki, R. ja Hellsten, S. 1996. Littoral macrozoobenthos biomass in a continuous habitat series. Hydrobiologia, 339, s. 85 - 92.
Puro, A. 1993. Alustavat tuotantotutkimukset Inarijärvellä. Lapin ympäristökeskus, muistio 4 s.
Puro, A. 1996. Veden laatu ja valuma-alueselvitykset. Inarijärvi-tutkimus, osatutkimus. Lapin ympäristökeskus, raportti 76 s. + 9 liit.
Salonen, E. 1994a. Eri tahojen suhtautuminen Inarijärven kalatalouteen ja virkistyskäyttöön. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalaraportteja 9. 64 s.
Salonen, E. 1994b. Eri etutahojen tavoitteet, kalataloudellinen päätöksenteko ja kalatalousjärjestelmän kehittämistarve Inarijärvellä. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kalaraportteja 10. 24 s.
Sandman, O. ja Eskonen, K. 1994. Inarijärven sedimenttitutkimus. Luonnos 30.12.1994. 10 s. + 23 kuv.
Tervo, H. ja Mäenpää, I. 1995. Inarijärven kalataloudellinen kustannus-hyötyanalyysi. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskuksen moniste 2. 39 s. + 4 liit.

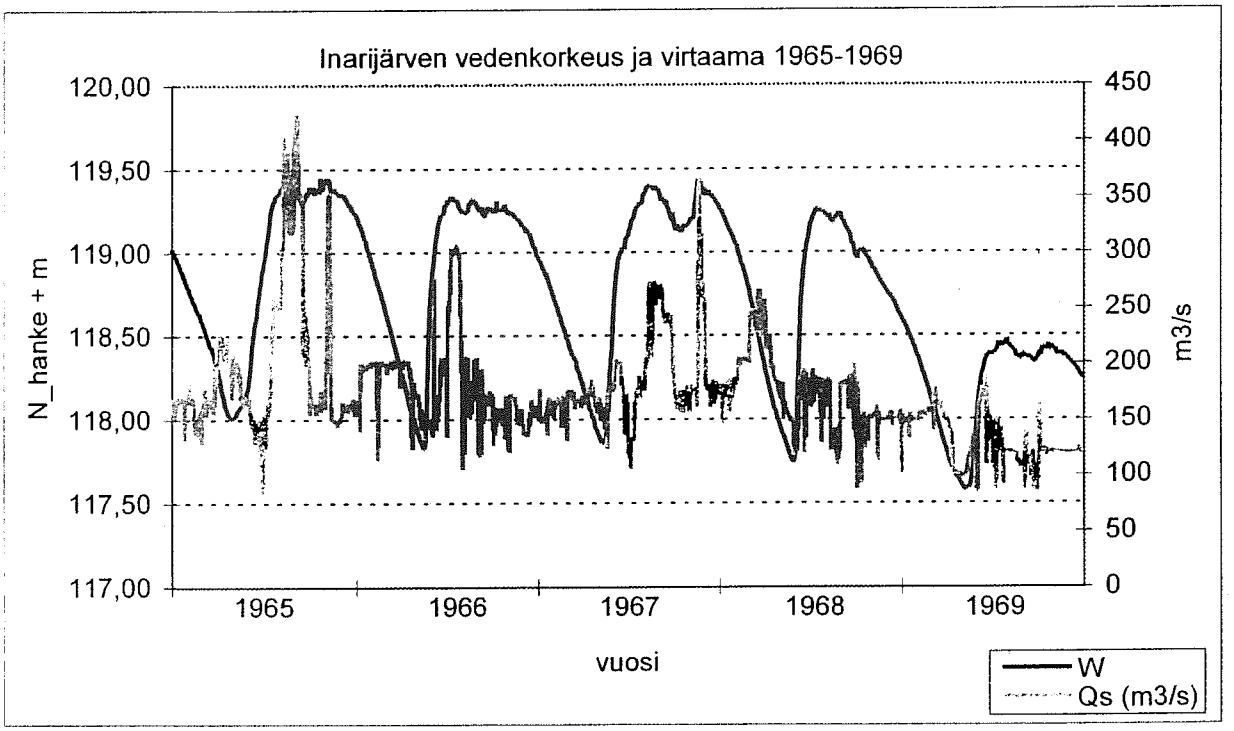
Paatsjoen vesistöalueen suojelualueet ja -ohjelmat

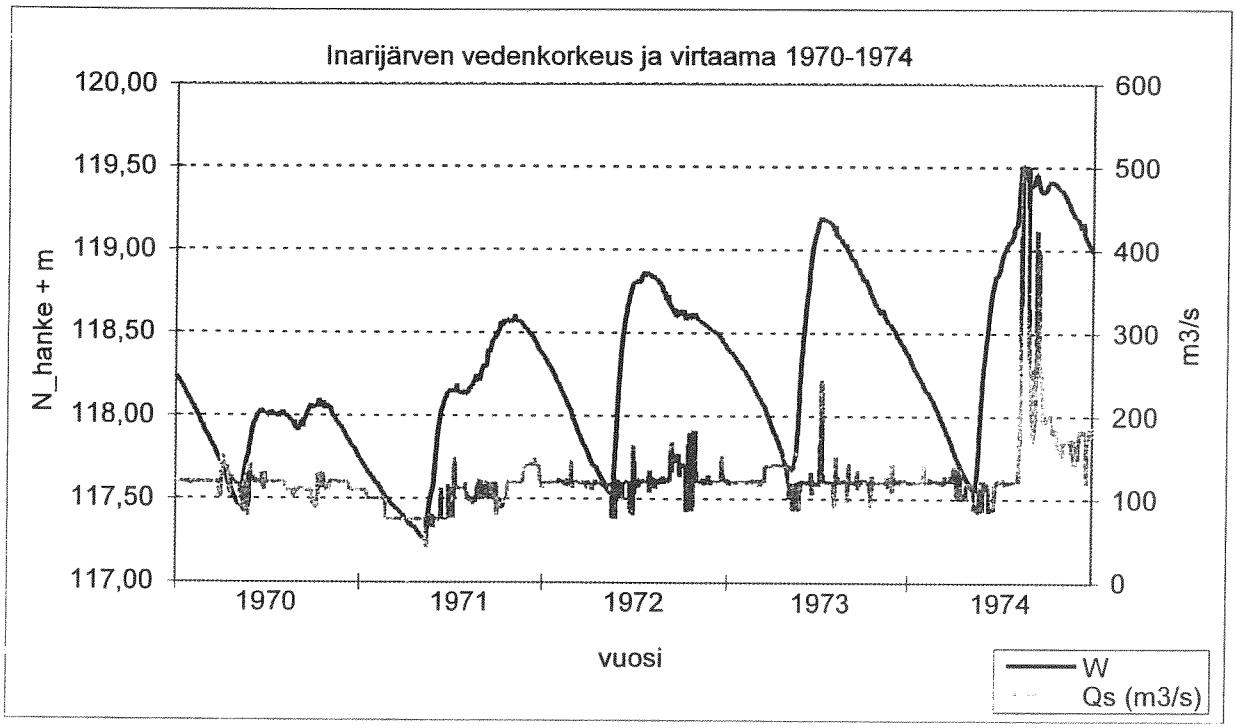


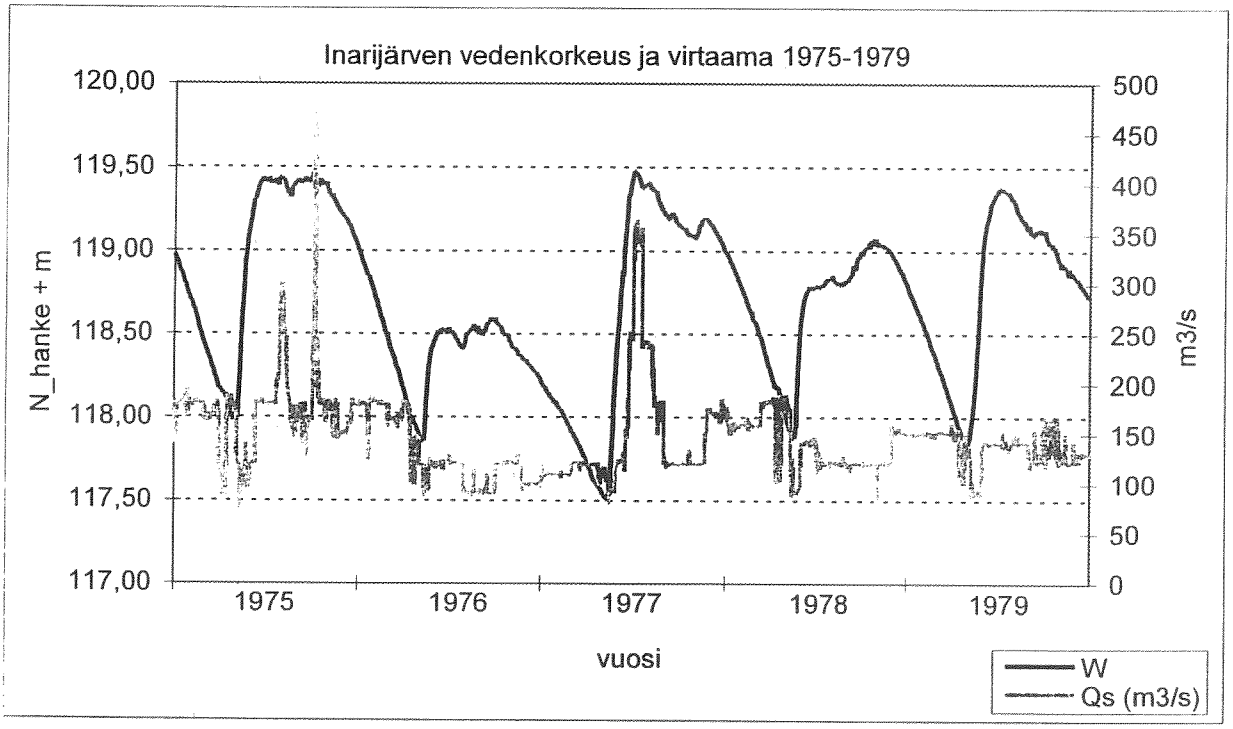
Ivalojoen , Juutuanjoen ja Paatsjoen vedenlaatutietoja vuosilta 1980-1995.

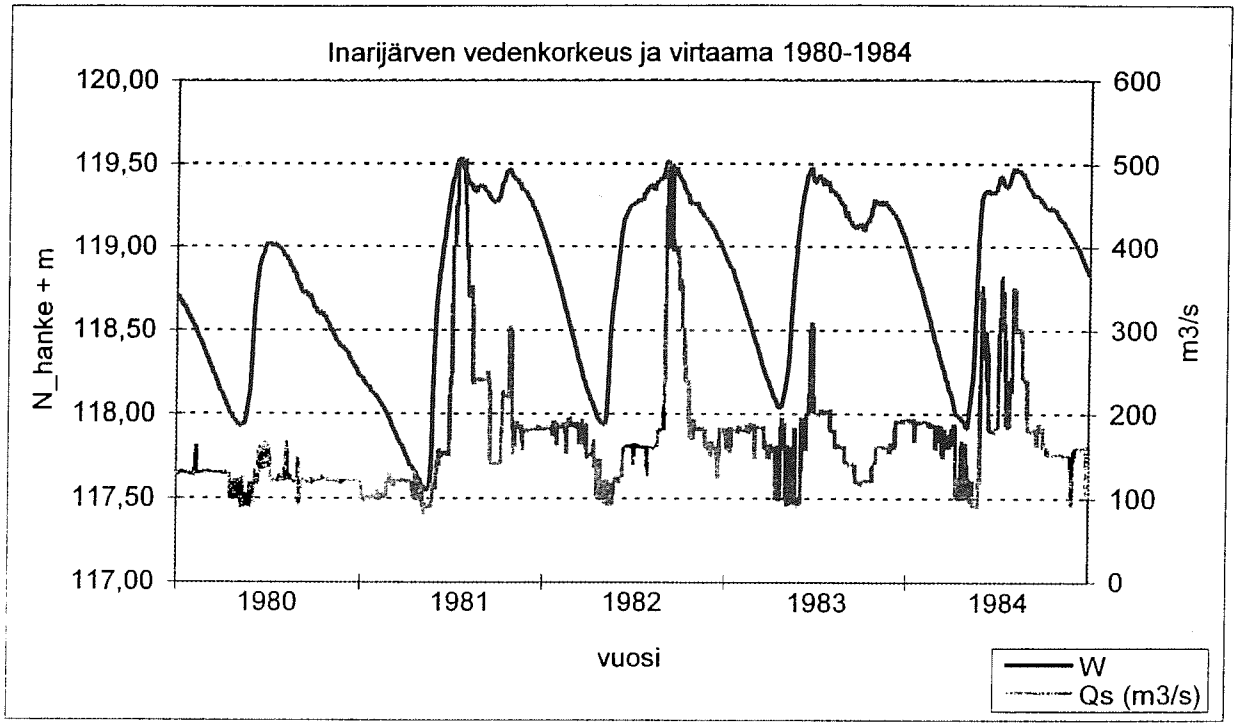
	IVALOJOKI 14410				JUUTUANJOKI 15800				PAATSJOKI 14400			
Analyysi	**x**	**min**	**max**	**n**	**x**	**min**	**max**	**n**	**x**	**min**	**max**	**n**
O_2 mg/l	12,1	1,0	14,6	61	12,5	9,7	14,1	54	12,4	9,8	17,6	83
O_2 kyll. %	93	9	110	58	94	47	106	53	95	85	130	82
Alk. mmol/l	0,26	0,06	0,49	75	0,21	0,13	0,35	72	0,16	0,13	0,19	86
pH	7,07	6,28	7,67	76	7,11	6,80	7,59	73	7,09	6,80	7,41	87
Sameus FTU	0,73	0,10	5,9	76	0,54	0,10	4,1	74	0,32	0,00	5,6	87
Sähkönjoht. mS/m	4,10	1,60	6,60	76	3,49	2,80	4,80	73	3,10	2,75	3,50	87
Väri Pt mg/l	37	5	100	76	23	2	40	73	13	5	25	86
Kiintoaine mg/l	1,2	0,1	15,5	64	0,8	0,3	3,0	63	0,4	0,0	2,0	72
COD_{Mn} O_2 mg/l	5,5	0,9	20,0	77	4,3	2,1	11,9	73	3,1	1,8	5,2	85
Kok-P µg/l	7,3	1,0	31,0	76	6,1	1,0	14,0	74	4,5	1,0	19,0	87
Kok-N µg/l	198	70	595	76	187	110	350	74	183	81	340	86
Fe µg/l	250	60	1360	76	130	1,0	270	72	32	9,0	71	87
Mn µg/l	15	0,00	120	63	15	0,00	62	58	7,0	0,00	30	86
Cl mg/l	0,79	0,40	1,40	62	0,90	0,4	2,0	58	09	033	1,8	86
Al µg/l	37	3	170	21	27	9	48	20	39	9	440	29
Kok-S µg/l	1,24	0,44	2,00	64	1,06	0,70	2,10	58	1,03	0,60	1,33	83
Ca mg/l	4,2	1,3	8,3	61	3,5	1,9	5,7	59	2,8	2,1	3,8	85
Mg mg/l	1,4	0,5	2,2	61	1,1	0,8	1,4	59	0,9	0,8	1,1	85
Na mg/l	1,64	0,60	2,30	61	1,46	1,10	2,00	59	1,36	1,10	1,60	85
K mg/l	0,4	0,2	0,7	61	0,4	0,3	0,5	59	0,4	0,2	1,0	85
TOC mg/l	4,5	0,6	10,4	51	3,6	1,8	6,2	50	3,0	1,8	5,4	74
SiO_2 mg/l	11,0	3,0	16,8	58	7,3	4,4	11,0	58	5,0	4,3	13,0	82

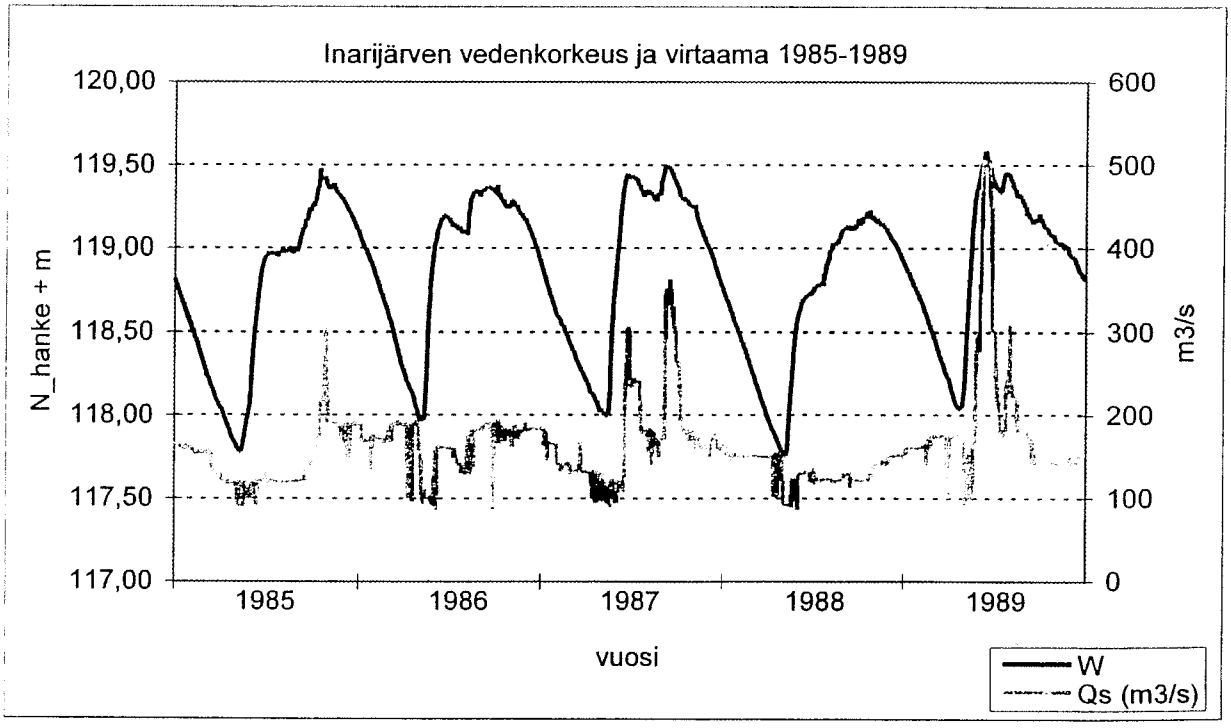

Inarijärven vedenkorkeus ja virtaama 1960-1964
120,00
119,50
119,00
118,50
118,00
117,50
117,00
N_hanke + m
600
500
400
300
200
100
0
m3/s
1960
1961
1962
1963
1964
vuosi
W
Qs (m3/s)


Inarijärven vedenkorkeus ja virtaama 1965-1969
120,00
119,50
119,00
118,50
118,00
117,50
117,00
N_hanke + m
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
m3/s
1965
1966
1967
1968
1969
vuosi
W
Qs (m3/s)


Inarijärven vedenkorkeus ja virtaama 1970-1974
120,00
119,50
119,00
118,50
118,00
117,50
117,00
N_hanke + m
600
500
400
300
200
100
0
m3/s
1970
1971
1972
1973
1974
vuosi
W
Qs (m3/s)


Inarijärven vedenkorkeus ja virtaama 1975-1979
120,00
119,50
119,00
118,50
118,00
117,50
117,00
N_hanke + m
500
450
400
350
300
250
200
150
100
50
0
m3/s
1975
1976
1977
1978
1979
vuosi
W
Qs (m3/s)


Inarijärven vedenkorkeus ja virtaama 1980-1984
120,00
119,50
119,00
118,50
118,00
117,50
117,00
N_hanke + m
600
500
400
300
200
100
0
m3/s
1980
1981
1982
1983
1984
vuosi
W
Qs (m3/s)


Inarijärven vedenkorkeus ja virtaama 1985-1989
120,00
119,50
119,00
118,50
118,00
117,50
117,00
N_hanke + m
600
500
400
300
200
100
0
m3/s
1985
1986
1987
1988
1989
vuosi
W
Qs (m3/s)

Raportissa käytettyjä käsitteitä

Alaverhokäyrä	Taso, jonka alapuolella vedenpinta on keskimäärin joka neljäs vuosi
Alivesi, NW	Pienin tarkastellulla ajanjaksolla esiintynyt vedenkorkeus
Keskialivesi, MNW	Vuoden alimpien vedenkorkeuksien keskiarvo
Keskivesi, MW	Tarkastelujakson vedenkorkeuksien keskiarvo
Keskivirtaama; MQ	Tarkastelujakson virtaamien keskiarvo
Keskiylivesi, MNW	Vuoden ylimpien vedenkorkeuksien keskiarvo
Mediaani	Suuruuden mukaan järjestetyssä lukujoukossa se luku, jota pienempiä on yhtä monta kuin suurempia
Palautetut vedenkorkeudet	Vedenkorkeudet, jotka esiintyisivät, jos vesistöä ei säännösteltäisi. Lasketaan luonnontilaisen purkautumiskäyrän ja havaittujen tulosvirtaamien avulla
Rakennusvirtaama	Suurin vesimäärä, joka voidaan juoksuttaa voimalaitoksen turpiinien läpi
Ylivesi, HW	Suurin tarkastellulla ajanjaksolla esiintynyt vedenkorkeus
Ylivirtaama, HQ	Suurin tarkastellulla ajanjaksolla joessa virrannut vesimäärä
Yläverhokäyrä	Taso, jonka yläpuolella vedenpinta on keskimäärin joka neljäs vuosi.

Kuvailulehti

Julkaisija	Julkaisuaika Lapin ympäristökeskus — Toukokuu 1997
Tekijä(t)	Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Annukka Puro, Erkki Huttula, Marja-Leena Nenonen, Erkki Järvinen, Erno Salonen, Risto Palomäki, Helge Huru ja Tarja Bergman
Julkaisun nimi	Inarijärven tila, käyttö ja niihin vaikuttavat tekijät
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Katso kirjallisuusluettelo
Tiivistelmä	Inarijärvi-tutkimuksen tavoitteena oli selvittää järven nykytilaa ja kehitystä, säännöstelyn vaikutusmekanismeja sekä säännöstelyn ja kalakantojen hoitotoiminnan kehittämismahdollisuuksia. Tutkimuksen perusteella on esitetty suosituksia kalakantojen hoidolle ja kalastukselle, säännöstelylle, vesistön tilan seurannalle ja tiedottamiselle. Inarijärven veden laatu on pääosin erinomainen ja järveä voidaan edelleen pitää karuna vesistönä. Inarijärveen tulevista ravinteista yli 90 % on peräisin luonnonhuuhtoumasta ja laskeumasta. Ravinnekuormituksella ei ole merkittäviä vaikutuksia järven veden laatuun eikä erityisiä toimenpiteitä sen vähentämiseksi ole tarvetta esittää. Tutkimuksessa arvioitiin erilaisten säännöstelykäytäntöjen vaikutuksia rantavyöhykkeen eliöstöön, kalastoon, kalastukseen, virkistyskäyttöön ja voimatalouteen. Vaihtoehtoina olivat ns. luonnonmukainen säännöstely, toteutunut säännöstely, ekologinen säännöstely ja voimataloussäännöstely. Tutkimusten perusteella suositellaan säännöstelyn haittojen vähentämistä ylimpiä vedenkorkeuksia alentamalla ja välttämällä liian alhaisia vedenkorkeuksia kesällä. Tämä vähentäisi rantojen vyörymistä ja siitä olisi hyötyä myös virkistyskäytölle, kalastukselle ja Paatsjoen vesivoimatuotannolle. Inarijärven tilan ja käytön suurin ongelma 1990-luvun alussa oli kalakantojen huono tila. Syynä tähän on ollut lähinnä ravintovaroihin nähden liian suuret petokalaistutukset, minkä vuoksi istukkaiden kuolleisuus on ollut suuri, kasvu on heikentynyt ja varsinkin taimenessa on esiintynyt runsaasti loisia. Kalakantojen hoidon suosituksista tärkein onkin istutusmäärien vähentäminen.
Asiasanat	Vesistön käyttö ja hoito, vesistön tila, veden laatu, säännöstely, kalatalous, kalastus, kalaistutukset, virkistyskäyttö, kuormitus, Inarijärvi, oligotrofinen
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 58
Julkaisun teema	Luonto ja luonnonvarat
Projektihankkeen nimi ja projektinumero	Inarijärvi-tutkimus 4M271
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Maa- ja metsätalousministeriö (Suomen ympäristökeskus), ympäristöministeriö (suomalais-norjalainen rajavesistökomissio), Inarin kunta
Projektiryhmään kuuluvat organisaatiot	Lapin ympäristökeskus, Suomen ympäristökeskus, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, VTT Yhdyskuntatekniikka, Metsähallitus Ylä-Lapin luonnonhoitoalue, Inarin kunta
	ISSN: 1238-7312 — ISBN: 952-11-0084-2 Sivuja: 197 — Kieli: Suomi Luottamuksellisuus: Julkinen — Hinta: 70 mk
Julkaisun myynti/ jakaja	Lapin ympäristökeskus, puh. (016) 329 4111 Suomen ympäristökeskus, asiakaspalvelu puh. (09) 4030 0100 Oy Edita Ab, julkaisumyynti puh. (09) 566 0266
Julkaisun kustantaja	Lapin ympäristökeskus
Painopaikka ja -aika	Pohjolan Painotuote Oy, Rovaniemi 1997

Presentationsblad

Utgivare	Lapin ympäristökeskus Datum Maj 1997
Författare	Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Annukka Puro, Erkki Huttula, Marja-Leena Nenonen, Erkki Järvinen, Erno Salonen, Risto Palomäki, Helge Huru och Tarja Bergman
Publikationens titel	Enare träsks tillstånd, nyttjande samt påverkande faktorer
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Se litteraturförteckningen
Sammandrag	Studiens syfte var att klarlägga sjöns nuvarande tillstånd och utveckling, vattenregleringens påverkansmekanismer samt möjligheterna att utveckla regleringen och skötseln av fiskbestånden. På grundval av studien har det framlagts rekommendationer om fiskevården och fisket, regleringen, miljöbevakningen och informationsarbetet. Vattnet i Enare träsk håller i huvudsak en utomordentligt hög kvalitet och sjön kan fortfarande betraktas som ett naturkargt vattensystem. Över 90 % av de tillförda näringsämnena kommer via den naturliga inspolningen och nedfallet. Näringsämnesbelastningen utövar ingen betydande påverkan på vattenkvaliteten och inga särskilda åtgärder för att reducera den behöver därför framläggas. I studien bedömdes vilken påverkan olika slags regleringspraxis kunde ha på strandzonens organismer, fiskbestånden, fisket, rekreationsutnyttjandet och vattenkraftsekonomin. Alternativen var s.k. naturenlig reglering, genomförd reglering, ekologisk reglering och reglering för vattenkraftändamål. På basis av utredningen rekommenderas att de negativa regleringseffekterna minskas genom att de högsta tillåtna vattennivåerna sänks och alltför låga vattennivåer sommartid undviks. Detta skulle minska stranderosionen och även gagna rekreationsutnyttjandet, fisket och kraftproduktionen i Pasvikelv. Vad gäller sjöns tillstånd och nyttjande var det största problemet i början av 1990-talet fiskbeståndens dåliga skick. Orsaken har närmast varit alltför stora utsättningar av rovfisk i relation till näringstillgången. Därför har dödligheten hos den utsatta fisken varit stor, tillväxten har hämmats och i synnerhet öringen har drabbats mycket av parasiter. Den viktigaste rekommendationen för fiskevårdens del är just att utsättningsmängderna bör minskas.
Nyckelord	Vattensystemets nyttjande och vård, vattensystemets tillstånd, vattenkvaliteten, regleringen, fiskenäringen, rekreationsutnyttjandet, belastningen, Enare träsk, oligotrofisk
Publicationsserie och nummer	Suomen ympäristö 58
Publicationens tema	Natur och naturtillgångar
Projektets namn och nummer	Enare träsk-studien 4M271
Finansiär/ uppdragsgivare	Jord- och skogsbruksministeriet (Finlands miljöcentral), Miljöministeriet (finsk-norska gränsvattenkommissionen), Enare kommun
Organisationer i projektgruppen	Lapplands miljöcentral, Finlands miljöcentral, Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet, VTT Samhällsbyggnad och infrastruktur, Forststyrelsen / Övre Lapplands naturvårdsområde, Enare kommun
ISSN 1238-7312	ISBN 952-11-0084-2
Sidantal 197	Språk Finska
Offentlighet Offentlig	Pris 70 mk
Beställningar/ distribution	Lapplands miljöcentral, tel. (016) 329 4111 Finlands miljöcentral, tel. (06) 4030 0100 Oy Edita Ab, tel. (06) 566 0266
Förläggare	Lapplands miljöcentral
Tryckeri/ tryckningsort och -år	Pohjolan Painotuote Oy, Rovaniemi 1997

Documentation page

Publisher	Lapland Regional Environment centre Date: May 1997
Author(s)	Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Annukka Puro, Erkki Huttula, Marja-Leena Nenonen, Erkki Järvinen, Erno Salonen, Risto Palomäki, Helge Huru ja Tarja Bergman
Title of publication	The state and use of Lake Inari and the factors influencing them
Parts of publication/ other project publications	See references
Abstract	The objective of the Lake Inari study was to examine the present state and development of the lake, the influential mechanisms of regulation, and the possibilities to develop the regulation of the lake and the management of the fish stocks. On the basis of the study, recommendations have been made concerning fish stock management and fishing, regulation, the monitoring of the state of the watercourse, and reporting. On the whole, the water quality of Lake Inari is excellent and the lake can still be considered as a oligotrophic watercourse. Over 90 % of Lake Inari´s incoming nutrients originate from natural leaching and depositions. The loading of nutrients does not have a significant effect on the water quality of the lake and recommendations for special measures to decrease the loading are not necessary. Various effects of the regulation practices on the living organisms of the shoreline, the fish, fishing, recreational use and power economy were assessed in the study. The alternatives were: so-called natural regulation, realised regulation, ecological regulation and the regulation of the power economy. On the basis of the study, a decrease in high water levels and the avoidance of too low water levels in summer were recommended in order to decrease the negative effects of regulation. This would lessen the erosion of the shores and would also be beneficial for recreational use, fishing, and the power production of the Paatsjoki River. The greatest problem concerning the use and state of Lake Inari at the beginning of the 1990s was the poor condition of the fish stocks. The reason for this, at least in terms of food resources, has been overstocking of predatory fish which has resulted in a high mortality rate of stocked fish, a decrease in growth, and a great amount of parasites occurring especially in the trout. Most important of the recommendations concerning fish stock management is to decrease the amount of fish stocked.
Keywords	The use and management of the watercourse, the state of the watercourse, water quality, regulation, fisheries, fishing, fish stocking, recreational use, loading, Lake Inari, oligotrophic.
Publication series and number	The Finnish Environment 58
Theme of publication	Nature and Natural resources
Project name and number, if any	Lake Inari Research
Financier/ commissioner	Ministry of Forest and Agriculture, Finnish Environment Institute, Ministry of the Environment, Finnish-Norwegian Transboundary Water Commission, County of Inari
Project organization	Lapland Regional Environment Centre, Finnish Game and Fisheries Research Institute, Technical Research Centre of Finland. Communities and Infrastructure, Northern Lapland District of wilderness Management Finnish Forest and Park Service
ISSN: 1238-7312	ISBN: 952-11-0084-2
No. of page: 197	Language: Finnish
Restrictions: Offical	Price: 70 mk
For sale at/ distributor	Lapland Regional Environment Centre
Financier of publication	Lapland Regional Environment centre
Printing place and year	Pohjolan Painotuote Oy, Rovaniemi 1997

Sisdoallosiidu

Almmustahtti Lappi birasguovddáš **Almmustahttináigi** Miessemánnu 1997

Dahkki(t) Mika Marttunen, Seppo Hellsten, Annukka Puro, Erkki Huttula, Marja-Leena Nenonen, Erkki Järvinen, Erno Salonen, Risto Palomäki, Helge Huru ja Tarja Bergman.

Prentosa namma Anárjávrri dilli, geavaheapmi ja daidda váikkuheaddji dahkkit

Prentosa oasit/eará seammá proseavtta prentosat Geahča girjelogahallama

Čoahkkáigeassu

Anárjávri-dutkamuša ulbmilin lei čilget jávrri dálá dili ja ovdáneami, dulvadeami váikkuhanmekanismmaid sihke dulvadeami ja guollenáliid dikšundoaimma ovddidanvejolašvuođaid. Dutkamuš buvttii dieđu maiddái Anárjávrri dili čuovvuma sihke geavaheami ja dikšuma jođiheami ordnema várás. Dutkamuša vuođul leat bukton ovdan ávžžuhusat guollenáliid dikšumii ja guollebivdui, dulvadeapmái, čázádaga dili čuovvumii ja dieđiheapmái.

Anárjávrri čázi kvalitehta lea eanaš erenomáš ja jávrri sáhttá ain doallat biebmovánat čázádahkan. Anárjávrái boahtti biebmoávdnasiin badjel 90 % leat boahtán luonddudoidašuvvamis ja vuojulduvvamis. Biebmoávnnasnoaddumis ii leat mearkkašahtti váikkuhus jávrri čázi kvalitehtii iige erenomáš doaimmaid dan geahpedeapmái leat dárbu evttohit.

Dutkamušas árvvoštallojedje earálágan dulvadanvugiid váikkuhusat gáddeavádaga ealánservodahkii, guliide, guollebivdui, lustageavaheapmái ja fápmorusttetekonomiijai. Molssaeaktun ledje ng. lunddolaš dulvadeapmi, ollašuvvan dulvadeapmi, ekologalaš dulvadeapmi ja fápmorusttetdulvadeapmi. Dutkamušaid vuođul ávžžuhuvvo dulvadeami hehttehusaid geahpedeapmi bajimuš čáhceallodagaid vuolidemiin ja garvimiin menddo vuollegaš čáhceallodagaid geassit. Dat geahpedivčče gáttiid fierrama ja das livčče ávki maiddái lustageavaheapmái, guollebivdui ja Báhčaveaijoga fápmorusttetbuvttadeapmái.

Anárjávrri dili ja geavaheami stuorámus váttisvuohta 1990-logu álggus lei guollenáliid heittot dilli. Sivvan dasa leamaš lean lagamustá biebmohivvodaga ektui menddo olu boraguliid gilvimat, danin gilvon guolit jápmet olu, šaddan lea hihton ja eandalitge dápmohis leamaš lean valjis parasihtat. Guollenáliid dikšuma ávžžuhusain dehálealmos leage gilvon guliid meari geahpedeapmi.

Guovddášášsit Čázádaga geavaheapmi ja dikšun, čázádaga dilli, čázádaga kvalitehta, dulvadeapmi, guolledoallu, lustageavaheapmi, noaddun, Anárjávri, oligotrofihkalaš

Prentosa namma ja nummir Suomen ympäristö 58

Prentosa temá Luondu ja luondduriggodagat

Prošeaktabarggu namma ja nummir Anárjávri-dutkan, 4M271

Ruhtadeaddji/doaibmaaddi Eana- ja meahccedoalloministeriija (Suoma birasguovddáš), birasministeriija (suopmelaš-norgalaš rádječáhcekomišuvdna), Anára gielda

Prošeaktajovkui gullevaš organisašuvnnat
Lappi birasguovddáš, Suoma birasguovddáš, Meahci valji- ja guolledoalu dutkanlágádus, VTT Yhdyskuntatekniikka, Meahcirádđehus Davvi-Sámi luonddudikšunguovlu, Anára gielda

ISSN
1238-7312

ISBN
952-11-0084-2

Siiddut
197

Giella
Suomagiella

Luhtolašvuohta
Almmolaš

Haddi
70 mk

Prentosa vuovdin/ juohkki Lappi birasguovddáš, Suoma birasguovddáš, Oy Edita Ab

Prentosa goasttedeaddji Lappi birasguovddáš

Prentenbáiki ja -áigi Pohjolan painotuote Oy, Roavvenjárga 1997

Титульный лист

Опубликовано
Центром окружающей среды Лапландии

Дата публикации
май 1997 года

Авторы
Мика Марттунен, Сеппо Нелстен, Аннукка Пуро, Эркки Хуттула, Марья-Леена Ненонен, Еркки Ярвинен, Эрно Салонен, Ристо Паломяки, Хелге Хуру, Тарья Бергман

Название публикации/другие публикации этого проекта
Смотри список литературы

Аннотация

Задачей исследовательского проекта Inarijärvi(Озеро Инари) была оценка состояния и динамики озера, механизмов влияния регулирования озера, а также выявление возможностей совершенствования регулирования и сохранения рыбных заасов. В результате проведённого исследования получены данные для организации мониторинга, направляющей деятельности в вопросах эксплуатации и ухода за озером. На основании материалов исследования разработаны рекомендации по регулированию рыбных запасов и рыбной ловле, по регулированию водоёма, мониторингу и освещению оперативно-информационного материала.

Качество воды озера Инари, по большей части, отвечает высоким критериям, водоём по-прежнему можно считать олиготрофным. 90% питательных веществ поступает в озеро в результате естественного выщелачивания и с осадками. Нагрузка питательных веществ не оказывает существенного влияния на качество воды и, таким образом, нет необходимости в выработке мероприятий по её снижению.

В исследовательской работе проводилась оценка воздействия различных форм регулирования водоёма на живых организмов, ихтиофауну береговой зоны, рыбную ловлю, отдых на воде и энергохозяйство. Рассматривались следующие формы регулирования: так наз. естественное регулирование, осуществляемое регулирование, экологическое регулирование и энергетическое регулирование. На основе полученных данных рекомендуется уменьшить негативное воздействие регулирования, снижая максимальную высоту уровня воды и избегая слишком низких отметок уровня воды летом. Это уменьшит оползание берегов и является немаловажным для рыбной ловли, туризма и продуктивности энергохозяйства реки Патсайоки.

Основной проблемой, касающейся состояния и эксплуатации озера Инари, в начале 90-ых годов было неудовлетворительное положение в вопросе рыбных запасов. Повышенная, по отношениюк питательным запасам, численность искусственноразводимых хищных рыб, выпускаемых в водоём, явилась причиной их высокой смертности, замедленного роста, обилия паразитов, особенно у тайменя.

Ключевые слова и выражения
Уход и эксплуатация водоёма, состояние водоёма, качество воды, регулирование, рыбное хозяйство, использование для отдыха, нагрузка, озеро Инари, олиготрофный

Название и номер серии публикаций
Окружающая среда Финляндии 58

Тема публикации
Природа и природные ресурсы

Название и номер проекта
Исследование Inarijärvi (Озеро Инари), 4M271

Финансирующий орган/распорядитель
Министерство сельского и лесного хозяйства (Центр окружающей среды Финляндии), министерство окружающей среды (финско-норвежская комиссия по приграничным водам), коммуна Инари

Организации, входящие в проектную группу
Центр окружающей среды Лапландии, центр окружающей среды Финляндии, научно-исследовательский центр дичи и рыбного хозяйства, Государственный технический исследовательский центр (Общественная техника), управление лесного хозяйства , природоохранная зона Верхней Лапландии

ISSN
1238-7312

ISBN
925-11-0084-2

Количество страниц
197

Язык
Финский

Конфиденциальность
Для широкого круга читателей

Цена
70 Fmk

Продажа публикации/распределитель
Центр окружающей среды Лапландии, ценрт окружающей среды Финляндии, АО Edita Ab(Эдита Аб)

Издатель публикации
Центр окружающей среды Лапландии

Место и год издания
АО Pohjolan painotuote (Похйолан пайнотуоте), Рованиеми, 1997 год

Suomen ympäristö

LUONTO JA
LUONNONVARAT

Inarijärven tila, käyttö ja niihin vaikuttavat tekijät

Paatsjoen vesistöön kuuluva Inarijärvi on Suomen kolmanneksi suurin järvi ja vanhan mantereen suurin subarktisella alueella sijaitseva järvi. Järveä on säännöstelty voimatalouden tarpeisiin 1940-luvulta lähtien ja säännöstelyn haittoja on kompensoitu kalaistutuksilla 1970- luvulta alkaen. Järven kalakannoissa ja kalastuksessa on tapahtunut merkittäviä muutoksia viimeisen kymmenen vuoden aikana.

Vuosina 1992–1997 toteutetussa Inarijärvi-tutkimuksessa on selvitetty Inarijärven nykytilaa ja kehitystä, säännöstelyn vaikutusmekanismeja sekä säännöstelyn ja kalanhoidon kehittämismahdollisuuksia. Tutkimusten perusteella on muodostettu kokonaisnäkemys Inarijärven tilaan vaikuttavista tekijöistä ja niiden merkityksestä.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon eri osatutkimuksista, niiden perusteella laaditut suositukset kalakantojen tilan parantamiseksi, säännöstelyn haittojen vähentämiseksi sekä vesistön tilan seurannan ja tiedottamisen parantamiseksi sekä ehdotukset jatkotutkimustarpeiksi.

ISBN 952-11-0084-2
ISSN 1238-7312

Myynti: Lapin ympäristökeskus
PL 8060, 96101 Rovaniemi
puh. (016) 329 4111, faksi (016) 310 340 ja
Oy Edita Ab

Oy EDITA Ab
PL 800, 00043 EDITA, vaihde (09) 566 01
ASIAKASPALVELU
puh. (09) 566 0266, telefax (09) 566 0380
EDITA-KIRJAKAUPAT HELSINGISSÄ
Annankatu 44, puh. (09) 566 0566
Eteläesplanadi 4, puh. (09) 662 801

LAPIN YMPÄRISTÖKESKUS PL 8060, 96101 ROVANIEMI