



Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 29/2021

Vaellusesteiden purkaminen osana vaelluskalojen elinympäristökunnostuksia

Riku Rinnevali, Janne Artell, Antti Iho, Henna Konu, Heidi Pokki,
Lauri Ahopelto, Hannu Ojanen, Minna Kuoppala, Saija Koljonen ja
Pauliina Louhi

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 29/2021

Vaellusesteiden purkaminen osana vaelluskalojen elinympäristökunnostuksia

Riku Rinnevalli, Janne Artell, Antti Iho, Henna Konu, Heidi Pokki, Lauri Ahopelto,
Hannu Ojanen, Minna Kuoppala, Saija Koljonen ja Pauliina Louhi

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2021



Viittausohje:

Rinnevalli, R., Artell, J., Iho, A., Konu, H., Pokki, H., Ahopelto, L., Ojanen, H., Kuoppala, M., Koljonen, S. & Louhi, P. 2021. Vaellusesteiden purkaminen osana vaelluskalojen elinympäristökunnostuksia. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 29/2021. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 88 s.



ISBN 978-952-380-198-1 (Painettu)

ISBN 978-952-380-199-8 (Verkkójulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkójulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-380-199-8>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Riku Rinnevalli, Janne Artell, Antti Iho, Henna Konu, Heidi Pokki, Lauri Ahopelto, Hannu Ojanen, Minna Kuoppala, Saija Koljonen ja Pauliina Louhi

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2021

Julkaisuvuosi: 2021

Kannen kuva: Hiitolanjoen Kangaskosken uoma. Padon purkaminen on ajoitettu kesälle 2021.

Etelä-Karjalan virkistysalueääitiö, kuva: Arto Apila.

Painopaikka ja julkaisumyynti: PunaMusta Oy, <http://luke.juvenesprint.fi>

Tiivistelmä

Riku Rinnevalli¹, Hannu Ojanen¹, Janne Artell¹, Antti Iho¹, Henna Konu¹, Heidi Pokki¹, Lauri Ahopelto², Minna Kuoppala², Saija Koljonen² ja Pauliina Louhi¹

¹ Luonnonvarakeskus

² Suomen ympäristökeskus

Tämän selvityksen A-osiossa kerättiin yhteen tieteellisissä julkaisuissa esitettyä tutkimustietoa sekä virtavesien patoamisen että padon poistamisen ekologisista vaikutuksista. Vesien patoaminen on heikentänyt merkittävästi virtavesien habitaattien ja lajiston monimuotoisuutta. Patoaltaissa ovat virtavesiä suosineet lajit vähentyneet tai jopa kadonneet, ja niitä ovat korvanneet yleisemmät ja allasmaisempia olosuhteita suosivat lajit.

Ihmisten kohdistamat toiveet vesistöjen hyöty- ja virkistyskäytölle ovat muuttuneet ja virtavesien monimuotoisuus koetaan yhä tärkeämmäksi. Vaellusesteiden purkaminen on tehokas tapa ennallistaa virtavesien yhtenäisyyttä ja mahdollistaa kalojen luontaiset vaellukset. Patojen purkamisessa suositeltiin yleisesti kiinnittämään erityistä huomiota purkamistöiden yhteydessä ja sen jälkeen mahdollisesti vapautuvan sedimentin hallitsemiseen. Purkutavan lisäksi vaikutusten laajuuteen sekä ajoittumiseen vaikuttavat patorakenteiden koko ja säännöstellyn vesistön ominaispiirteet. Muutoksien havaitseminen voi tapahtua nopeasti tai se voi viedä vuosia.

Selvityksen B-osiossa on esitetty esimerkinomaisesti kotimaisten patojen poistamisen ekologisen kriteeristön laatiminen hyödyntäen olemassa olevia aineistoja. Työn tavoitteena oli kohdistaa vaellusesteiden purkaminen ensimmäisenä niihin vaellusesteisiin ja vesistöihin, joilla saavutettaisiin mahdollisimman suuri ekologinen hyöty vaelluskalojen lisääntymisen kannalta. Työssä keskityttiin patojen poistamisen ekologiseen näkökulmaan ja kohdelajiksemme valikoitui taimen.

Käytännössä päätöksiin patojen osittaiseen tai kokonaan purkamiseen vaikuttavat ekologisten tekijöiden lisäksi myös esimerkiksi alueen maankäyttö, tulvasuojelu, virkistyskäyttö ja matkailu, taloudellinen merkittävyys, vesioikeudelliset edellytysharkinnat ja kulttuuriperinnön säilyttäminen. Patojen purkamisella voi olla vaikutuksia myös alueen hydrologiaan, joten oletetut vaikutukset voivat olla osittain ristiriitaisiakin totutun maankäytön kannalta. Osasta patoaltaita ja niiden läheisyydessä olevia kosteikkoja on myös muodostunut tärkeitä virkistys- ja luontoarvoja tukevia kohteita, tai padot ovat merkittäviä maailman ruoan- ja sähköntuotannon kannalta. Näitä asioita ei tässä selvityksessä käsitelty, joten työ ei pyri olemaan kokonaisvaltainen selvitys tai opas patojen purkamiseen. Selvityksessä ei myöskään oteta kantaa siihen, mistä kohteista patoja voidaan poistaa.

Ekologista selvitysosuutta täydennettiin esimerkeillä pienien voimalaitoksien nettonykyhyödyn taloudellisesta kannattavuusarvioinnista sekä virkistyskäyttöarvon arvioinnilla. Tämä sen vuoksi, että niistä ei ole aikaisemmin ollut helposti tutkimustietoa saatavilla.

Selvitys toteutettiin osana maa- ja metsätalousministeriön koordinoimaa NOUSU-vaelluskalaohjelmaa sekä Luonnonvarakeskukselle ja Suomen ympäristökeskukselle asetettuja tulostavoitteita.

Asiasanat: pato, vaelluseste, padon purkaminen, taimen, priorisointi, ekologia

Sisältö

| | |
|--|-----------|
| Tiivistelmä..... | 3 |
| 1. Johdanto | 6 |
| 2. Padot maailman vesistöissä..... | 8 |
| 3. Patoaminen ja jokien ekosysteemit..... | 9 |
| 3.1. Patoamisen aiheuttamat muutokset jokiympäristössä | 9 |
| 3.1.1. Sisävesien osuutta hiilenkierrossa ei ole aiemmin huomioitu | 13 |
| 3.2. Muutokset eliöstössä..... | 14 |
| 3.2.1. Särkikalat, ahvenet ja hauet yleistyvät..... | 14 |
| 3.2.2. Selkärangattomien monimuotoisuus on heikentynyt..... | 16 |
| 4. Padon poistamisen vaikutukset eliöyhteisöihin..... | 18 |
| 4.1. Sedimentit tulisi vapauttaa hallitusti | 18 |
| 4.1.1. Sedimenttien sisältämät epäpuhtaudet vaativat erikoishuomiota | 20 |
| 4.2. Eliöyhteisöt seuraavat ympäristön muutosta..... | 21 |
| 4.2.1. Virtavesien kalalajit yleistyvät | 21 |
| 4.2.2. Veden samentuminen voi aluksi heikentää kalastoa..... | 22 |
| 4.2.3. Vaelluskalat palaavat alkuperäisille elinalueilleen | 22 |
| 4.2.4. Vaelluskalat tuovat ravinteita myös latvavesien muille eliöille..... | 24 |
| 4.3. Selkärangattomien lajirikkaus kasvaa..... | 25 |
| 4.3.1. Simpukoiden veden puhdistuskyky on ilmiömäinen | 26 |
| 4.4. Leväyhteisöt palautuvat nopeasti sedimenttipulssin jälkeen..... | 27 |
| 4.5. Padon poistamisen vaikutukset ovat havaittavissa myös valuma-alueilla..... | 28 |
| 4.6. Padon poistamisen haitalliset ekologiset vaikutukset..... | 29 |
| 4.6.1. Vieraslajien leviämistä ei toivota | 29 |
| 4.6.2. Leviävätkö taudit ja loiset?..... | 29 |
| 5. Tarve patojen poistamiselle Suomessa | 30 |
| 6. Käytetyt aineistot ja niiden rajoitteet | 32 |
| 6.1. Vaellusesteet..... | 32 |
| 6.2. Vesistöjen ekologiset tilatiedot..... | 33 |
| 6.3. Taimenten esiintymistiedot..... | 34 |
| 6.4. Virtavesiuomien tarjoaman lisääntymispinta-alan määrittäminen taimenelle..... | 35 |
| 7. Padon poistamisen ekologinen priorisointi..... | 36 |
| 7.1. Esimerkkikohteena Etelä-Savon alue..... | 38 |

| | | |
|-----------------------|---|-----------|
| 7.1.1. | Esimerkkikohteiden lisääntymispotentiaalin tarkastelu | 41 |
| 8. | Patojen poistamisen vaikutukset hydrologiaan, tulva- ja kuivuusriskeihin sekä maankäyttöön | 47 |
| 9. | Patojen poistamisen merkitys alueiden virkistyskäyttöarvolle | 48 |
| 9.1. | Virkistyskäytön taloudellisen arvon määrittely | 49 |
| 9.1.1. | Jokien virkistyskäytön taloudellinen arvo – menetelmiä mittaamiseen | 50 |
| 9.1.2. | Aluetaloudellisten vaikutusten arviointi | 51 |
| 9.1.3. | Taloudelliseen arvoon ja aluetaloudellisten vaikutusten muodostumiseen vaikuttavat tekijät | 51 |
| 9.2. | Saramojoen virkistyskalastuksen taloudellisen arvon muutoksen arviointi | 54 |
| 9.2.1. | Padon poistamisen arvioidut vaikutukset virkistyskalastuksen käyttöarvoon | 57 |
| 10. | Pienvesivoimaloiden taloudellinen kannattavuus ja priorisointi | 58 |
| 10.1. | Kustannuksien laskenta | 58 |
| 10.2. | Tuottojen laskenta | 59 |
| 10.3. | Arvonmäärityksen keinoja | 59 |
| 10.3.1. | Arvo ei ole hinta | 61 |
| 11. | Yhteenveto vaellusesteiden poistamisen priorisointiesimerkistä | 62 |
| Viitteet | | 64 |

1. Johdanto

Ihmisten arvomaailman muuttuessa vesistön hyöty- ja virkistyskäyttötoiveetkin ovat muuttumassa. Yleisessä arvostuksessa ja keskusteluissa korostuvat virtavesien ja myös niiden rantavyöhykkeiden monimuotoisuus yhä enemmän. Luonnon monimuotoisuus koetaan tärkeäksi, ja sen katoaminen halutaan pysäyttää. Patojen purkaminen koetaan yhtenä keinona palauttaa virtavesien monimuotoisuutta ja erityisesti vaelluskalojen luontaista elinkiertoa. Vaelluskalat vaativat erilaista elinympäristöä elinkiertonsa eri vaiheissa sekä myös selviytymiseen erilaisista elinympäristönsä ääri-ilmioista (esim. kuivuus, tulvat, jäätyminen aika ja vähäinen jääkannen peittävyys).

Pääministeri Marinin hallitusohjelman mukaisesti maa- ja metsätalousministeriö on käynnistänyt NOUSU-vaelluskalaohjelman, minkä tavoitteena on parantaa vaelluskalojen elinolosuhteita ja ennallistaa vaelluskalakantojen luontaista lisääntymistä Suomen virtavesissä. Ohjelman yksi päätavoitteista on vaellusesteiden purkaminen ja kalojen lisääntymisalueiden ennallistaminen. Vaellusesteiden purkamista tehdään myös ympäristöministeriön rahoittamassa Helmi-elinympäristöohjelmassa. Ohjelmien tavoitteet tukevat osaltaan Euroopan komission uuden biodiversiteettistrategian tavoitetta vapauttaa 25 000 jokikilometriä Euroopassa vaellusesteitä purkamalla ja tulvatasanteita kunnostamalla.

Patojen poistamiseen saattaa jatkossa vaikuttaa myös käynnistymässä oleva vesilain päivitystyö. Mikäli päivitys etenee, näille niin sanotuille ”nollavelvoitelaitoksille” voidaan hakea vesilupa muutosta ja määritellä jälkikäteen velvoite kompensoimaan vesivoimatuotannosta kalastolle aiheutuvia haittoja. Valtaosa näistä nollavelvoitelaitoksista on pieniä voimalaitoksia.

Tässä työssä on kaksi osaa: A) kirjallisuuskatsaus pohjautuen kansainväliseen julkaistuihin tutkimuksiin ja B) esimerkinomaisen kotimaisen ja ekologisen priorisointitavan esittäminen. A-osaan (kappaleet 2–4) keräsimme yhteen tieteellisissä julkaisuissa esitettyä tutkimustietoa sekä patoamisen että myös patojen poistamisen ekologisista vaikutuksista. Yleinen tietämys vaikutuksista on vaihtelevaa, ja keskustelu saavutettavista hyödyistä tai haitoista ajoittain varsin kirjavaa. Maailmalla vaikutuksista on jo olemassa kohtuullisesti kokemuksia ja tutkimustietoa, vaikka Suomessa näitä ei juurikaan ole esitetty. Kirjallisuuskatsauksessa on pyritty keskittymään erityisesti Suomessa esiintyviin eliöryhmiin, mutta tarpeen vaatiessa näkökulmaa on laajennettu myös muihin ryhmiin. B-osassa (kappaleet 5–11) yhdistimme olemassa olevia aineistoja tavoitteenamme tuottaa ekologinen priorisointi patojen poistamiseen. Priorisointiesimerkin tausta-ajatuksena oli kohdistaa vaellusesteiden purkaminen ensimmäisenä niihin vaellusesteisiin ja vesistöihin, joilla saavutettaisiin mahdollisimman suuri ekologinen hyöty vaelluskalojen lisääntymisen kannalta. Selvityksen kohdelajiksi valittiin taimen, koska tästä oli saatavilla kattavimmin lajin esiintymistietoja. Aineistojen yhdistämisessä ja laadussa oli kuitenkin isoja haasteita.

Käytännössä on kuitenkin ilmeistä, että patojen purkamispäätöksiin vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin niistä saavutettava ekologinen hyöty. Kaikkea päätöksiin vaikuttavaa tietoa emme voineet raporttiin sisällyttää, mutta täydensimme ekologista selvitysosuutta esimerkeillä pienien voimalaitoksien nettonykyhyödyn taloudellisesta kannattavuusarvioinnista sekä virkistyskäyttöarvon arvioinnilla. Näistä aihepiireistä ei ole aikaisemmin ollut helposti tutkimustietoa saatavilla.

Työn kirjoittamisesta vastasivat:

- Kirjallisuuskatsaus patoamisen ja padon poiston vaikutuksista: Riku Rinnevali, Pauliina Louhi (kappaleet 1–4)
- Padon poistamisen ekologinen priorisointi Suomessa: Pauliina Louhi, Saija Koljonen, Hannu Ojanen, Minna Kuoppala, Riku Rinnevali (kappaleet 5–7, 11)
- Patojen poistamisen vaikutukset hydrologiaan, tulva- ja kuivuusriskeihin sekä maankäyttöön: Lauri Ahopelto, Saija Koljonen (kappale 8)
- Virkistyskäyttöarvon arvioiminen Suomessa: Janne Artell, Heidi Pokki, Henna Konu (kappale 9)
- Pienvesivoimalan taloudellinen kannattavuus Suomessa: Antti Iho (kappale 10).

Työ on toteutettu osana maa- ja metsätalousministeriön, Luken ja SYKE:n tulossopimuksessa mainittuja tavoitteita sekä MMM:n koordinoimaa NOUSU-vaelluskalaohjelmaa. Kiitokset myös työtä kommentoineille kollegoillemme ELY-keskuksista, Oikeusministeriöstä, Maa- ja metsätalousministeriöstä sekä Vantaanjoen ja Helsingin Seudun Vesiensuojeluyhdistyksestä. Saimme teiltä useita arvokkaita kommentteja, jotka pyrimme toteuttamaan mahdollisimman kattavasti tähän julkaistuun raporttiin.

2. Padot maailman vesistöissä

Sisävesiä uhkaavat useat ihmistoiminnasta johtuvat tekijät, jotka vaarantavat niiden ympäristön laatua ja eliöstön monimuotoisuutta (Dudgeon ym. 2006, Albert ym. 2021). Maailmassa on arvioitu olevan yli 58 000 vähintään 15 m korkeaa patoa (ICOLD 2020). Etenkin pienempien patojen osalta tiedonkeruu on puutteellista, mutta niiden määräksi on arvioitu noin 16,7 miljoonaa (Lehner ym. 2011). Yksinomaan Euroopan jokivesistöissä on arvioitu olevan vähintään 1,2 miljoonaa patoa, mikä tarkoittaa noin 0,74 patoa jokaista jokikilometriä kohden (Belletti ym. 2020).

Viime vuosina on erityisesti Pohjois-Amerikassa ja Euroopassa herätty siihen, että useat viime vuosisadalla rakennetuista padoista ovat ikääntymässä ja lähestymässä käyttöikänsä päätöstä. Etenkin pienempien vesirakenteiden ja patojen alkuperäinen käyttötarve on usein muuttunut tai jopa kadonnut kokonaan tarpeiden tai infrastruktuurin muutosten vuoksi (Doyle ym. 2008). Lisäksi ihmisten arvostus vapaana virtaavia jokia ja sen eliöstöä, erityisesti vaelluskaloja, kohtaan on kasvanut ja vesistöiltä toivotaan yhä enemmän virkistyskäyttömahdollisuuksia (Bowman 2002, Doyle ym. 2008). Patojen kalliiden korjaus- tai muuttamistoimenpiteiden vaihtoehtoksi onkin vahvasti noussut esille padon purkaminen ja alueen palauttaminen jälleen virtaavaksi vedeksi. Alkuvuoteen 2020 mennessä Yhdysvalloissa on purettu yli 1 700 patoa (American Rivers 2019) ja Euroopassa patoja on poistettu arviolta 4 000–5 000 (Gough ym. 2018). Patojen poistamisen yleisimpiä syitä ovat olleet niiden taloudellinen kannattamattomuus, tavoitteet pysäyttää luonnon monimuotoisuuden katoaminen sekä erityisesti vaelluskalojen heikentyneiden populaatioiden elvyttäminen.

On kuitenkin huomioitava, että vaikka vesistöjen ja vesivarojen käyttö on aiheuttanut konflikteja, se on samalla myös pakottanut rajoja ylittävään yhteistyöhön kaikkialla maailmassa. Suurimpien patojen pidättämä kasteluvesi mahdollistaa 12–16 % maailmanlaajuisesta ruoantuotannosta, ja voimalapadot tuottavat noin 19 % maailman sähköstä (WCD 2000). Osasta patoaltaita ja niiden läheisyydessä olevia kosteikkoja on myös muodostunut tärkeitä virkistys- ja luontoarvoja tukevia kohteita (Graf 1999, Poff & Hart 2002, Sherren ym. 2016, Magilligan ym. 2017). Etenkin eteläisen pallonpuoliskon maissa onkin meneillään merkittäviä vesivoiman lisärakentamishankkeita (Couto & Olden 2018), ja paikoittain tästä suuntauksesta puhutaan jopa nimikkeellä ´hydropower boom` (Díaz ym. 2021). Myös Euroopassa vesivoimatuotantoon liittyvää lisärakentamista on suunnitteilla erityisesti Sveitsissä, Itävallassa, Norjassa, Ranskassa, Saksassa ja Portugalissa (Schwarz 2019).

Joka tapauksessa vesirakentamisesta seurannut virtausolosuhteiden muuttuminen on aiheuttanut huomattavia muutoksia vesistöissä, niiden välittömässä läheisyydessä olevissa ranta-vyöhykkeissä sekä myös laajemmin valuma-alueella (Poff 1997, Nilsson ym. 2005). Vesistöjen ja niitä ympäröivien valuma-alueiden kestävä käyttö koskettaakin useita luonnonvara-, yhteiskunta- ja energia-alan toimijoita, joiden näkökulmia tarvitaan kokonaisvaltaisten ja kaikkia tahoja tyydyttävien ratkaisujen saavuttamiseksi. Lisäksi myös yksityiset maanomistajat ja virkistystä hakevat matkailijat tulee huomioida suunniteltaessa kunkin jokivesistön käyttömahdollisuuksia.

3. Patoaminen ja jokien ekosysteemit

Patojen rakenteet, koko ja käyttötarkoitus vaihtelevat suuresti (Wang et al. 2020). Myös padotujen vesistöjen luontaiset erityispiirteet sekä niissä havaitut hydrologiset ja ekologiset muutokset vaihtelevat patoamisen jälkeen. Yhteistä kaikille padoille on kuitenkin se, että pienetkin myllypadot ja muut vesisuisteet saattavat toimia yhtä lailla kalojen vaellusesteinä kuin maailman kenties suurin vesivoimatuotantoon, tulvasuojeluun ja liikenteen käyttötarkoituksiin rakennettu 181 m korkea Three Gorges Dam Kiinan Yangtse-joella. On siis tärkeää pitää mielessä, että padon tyyppin mukaan ekologisten vaikutusten ja padoista saatavien hyötyjen mitta-kaava voi olla täysin erilainen.

Julkaistussa kirjallisuudessa padot jaotellaan yksinkertaisesti pieniin ja suuriin patoihin vaihdellen niiden sähköntuotannon, pudotuskorkeuden tai patoaltaan maksimitilavuuden mukaan. Esimerkiksi Kiinassa padot jaotellaan sähköntuotannon mukaan: alle 50 MW:n kokonaiskapasiteetti tarkoittaa pienpatoa ja kaikki sitä suuremmat padot ovat isoja (Kibler & Tullos 2013). Useimmissa julkaisuissa padot erotellaan pieniin ja suuriin niiden veden pudotuskorkeuden mukaan, raja-arvon vaihdeltaessa 2–15 m välillä (mm. Graf 1999, Thomson ym. 2005, Ashley ym. 2006, Mbaka & Mwaniki 2015, Carlson ym. 2018). Kansainvälinen suurten patojen toimikunta (International Commission on Large Dams, ICOLD) on esittänyt suuren padon määritelmäksi sellaisia patoja, jotka ovat joko yli 15 m korkeita tai 5–15 m korkeita patoaltaan maksimitilavuuden ylittäessä kolme miljoonaa kuutiometriä (ICOLD 2011). Käytännössä Suomessa käytetään usein luokittelua, missä isojen ja pienten patojen raja määritellään niiden tehon mukaan: >10 MW:n vesivoimalaitokset ovat isoja, 1–10 MW:n laitokset ovat pieniä ja alle <1 MW:n laitokset ovat minivesivoimalaitoksia (Motiva 2020). Tämä kirjallisuuskatsaus kuitenkin pohjautuu kansainvälisiin tutkimustuloksiin, joten tässä yhteydessä pienellä padolla tarkoitetaan rakennetta, jonka pudotuskorkeus on alle 15 m.

Virtavesien patoaminen vaikuttaa eliöstöön yleensä kolmella tavalla: 1) estämällä eliöiden luontaista liikkumista jokiverkostossa (Tonkin ym. 2018), 2) muuttamalla jokivesien luontaista hydrologista dynamiikkaa (Rolls ym. 2018) ja 3) vaikuttamalla jokien muihin ympäristöolosuhteisiin (Wang ym. 2020). Patoaltaiden eliöyhteisöt muuttuvat ja muistuttavat yhä enemmän hitaasti virtaavan tai jopa seisovan veden eliöyhteisöjä, eivätkä ne enää ole alkuperäisen kaltaisia virtaavien vesien eliöyhteisöjä (Wang ym. 2020). Patoaminen onkin yksi merkittävimmistä uhista maailman virtavesille (Grill ym. 2019).

3.1. Patoamisen aiheuttamat muutokset jokiympäristössä

Luontaisessa tilassaan virtaavat vedet vaihtelevat pienistä solisevista puroista aina alajuoksun suuremmiksi ja hitaammin virtaaviksi pääuomiksi (Kuva 1A). Luonnontilainen jokivesistö mutkittellee ja tarjoaa lukemattoman määrän erilaisia elinympäristöjä (Wohl 2018). Tämä on seurausta koski-, niva- ja suvantojaksojen vuorottelusta, minkä lisäksi kivet sekä puunrungot rikovat ajoittain veden pintaa pienemmillä mittakaavoilla (Kärnä ym. 2018). Ympäristön monimuotoisuutta ilmentävät myös monimuotoiset kasvi-, eläin- ja mikrobiyhteisöt, jotka muodostavat keskenään dynaamisen ja toimivan ekosysteemin yhdessä valuma-alueensa kanssa (Allan & Castillo 2007). Monimuotoinen eliöyhteisö kestää todennäköisesti paremmin myös ilmastomuutoksen mukanaan tuomia haasteita ja muospaineita kuin yksipuolisempi yhteisö, missä osa lajeista tai geneettisestä vaihtelusta on jo saattanut kadota.

Joen patoaminen muuttaa veden ja sen mukana liikkuvan kiintoaineen, ravinteiden ja muiden aineiden kulkua jokisysteemin läpi sen pienimmistä latvapuroista pääuomaan ja edelleen

laskujärveen tai mereen (Kuva 1B). Tällä on useita lyhyt- ja pitkäaikaisia hydrologisia, fysikaalisia ja morfologisia vaikutuksia. Erityisesti veden luonnollisen virtauksen, luontaisen tulvasyklin ja sedimenttikulkeuman muuttuessa jokiuoman rakenne yksinkertaistuu ja veden lämpötila voi kasvaa tai alentua. Patoamisen jälkeen joen padottu osuus muistuttaakin enemmän järvimäistä seisovan veden ekosysteemiä kuin varsinaista virtavesiekosysteemiä. Lisäksi myös luontainen vahva sidonnaisuus valuma-alueeseen usein heikkenee.

Patorakenteet tasoittavat jokien virtaaman ääri-ilmiöitä, heikentäen niiden vahvuutta ja vähentäen yleisyyttä, minkä lisäksi tulvahuippujen ajankohdat voivat siirtyä jopa puolella vuodella (Graf 1999, 2001, Magilligan & Nislow 2001, Nislow ym. 2002, Graf 2006). Virtaama-muutoksien lisäksi padot ja patoaltaat voivat muokata veden kemiallista koostumusta ja lämpötilaa, vaikuttaa sedimentin liikkumiseen, muokata jokiuoman rakennetta ja tulvatasankoja sekä yleensä ottaen rikkovat jokiekosysteemin jatkuvuutta (Magilligan & Nislow 2005, Santucci ym. 2005, Graf 2006).

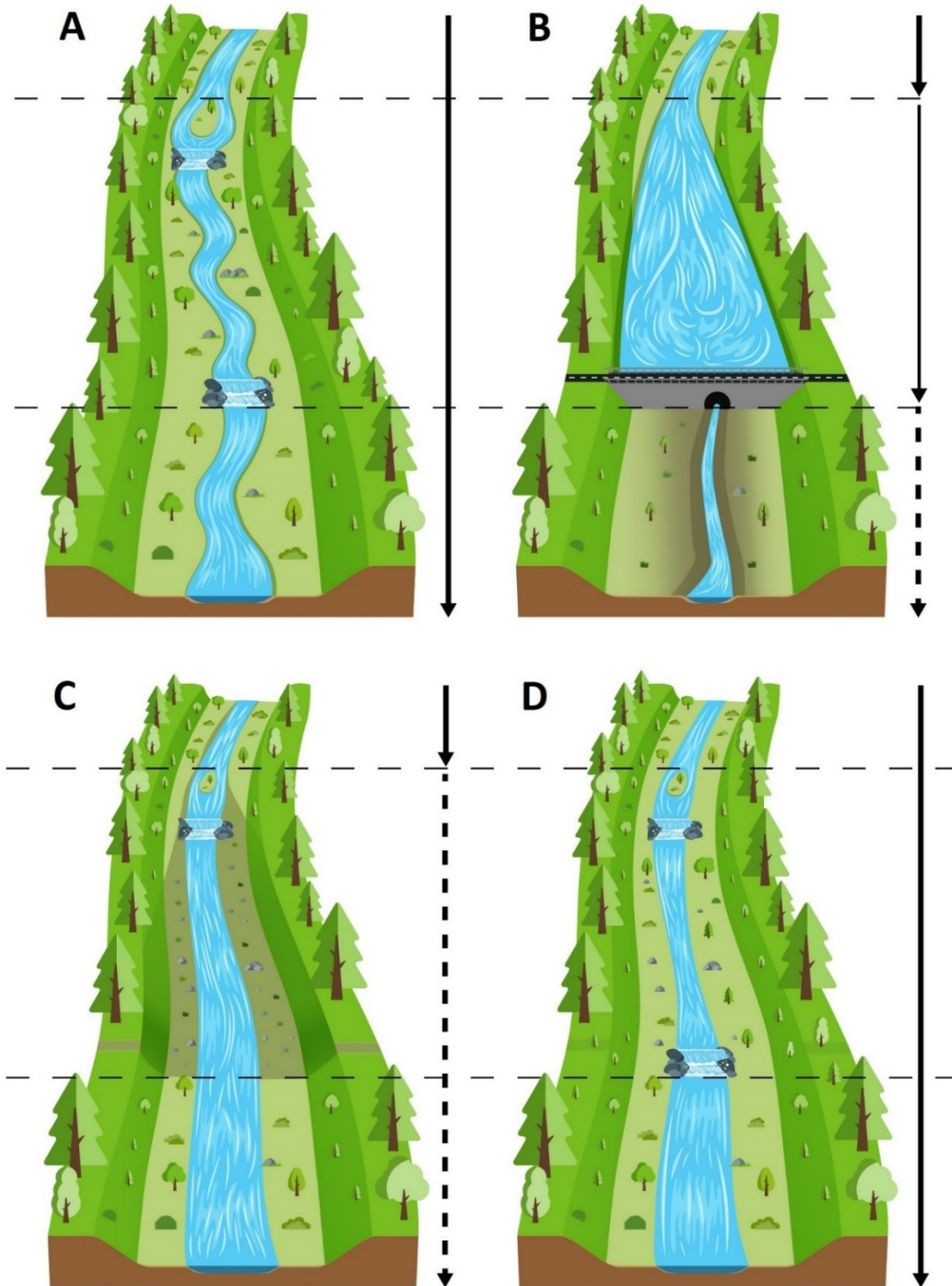
Padon yläpuolelle muodostuva patoallas valtaa tilaa maaekosysteemiltä ja hidastaa veden virtausta. Padon yläpuoliseen altaaseen saattaa kertyä vuosien aikana sedimenttiä, orgaanista materiaalia (mm. hiiltä) ja ravinteita (tyypeä ja fosforia), kemikaaleja sekä raskasmetalleja, jotka vapaana virtaavassa joessa jatkaisivat kulkuaan jokisysteemin läpi (Friedl & Wüest 2002, Cole ym. 2007, Bosch & Allan 2008, Rayne & Friezen 2009, Seitzinger ym. 2010, Kuva 2). Patoaltasiin kertyessään nämä materiaalit saattavat heikentää huomattavasti patoaltaan vedenlaatua (Baxter 1977, Yu ym. 2001), ja esimerkiksi raskasmetallien tapauksessa ne vaikuttavat haitallisesti, joskin osin eri tavoin, virtaavien vesien eri eliöryhmiin (Namba ym. 2020).

Koska erityisesti isommat patorakennelmat myös estävät tai hidastavat sedimentin virtausta padon alapuolelle, padon ohittava vesi on sedimenttiköyhtynyt. Tämän takia veden virtaus kuljettaa padon alapuolelta enemmän sedimenttiä pois kuin sedimenttiköyhtynyt tulovesi pysyisi vapaana virtaavassa joessa korvaamaan, jolloin jokiuoman pohjan raekoko kasvaa padolta alavirtaan (Csiki & Rhoads 2014). Yleisesti pienpatojen alapuolella pohjan raekoon ei ole juuriakaan havaittu suurenevan (Surian 2002, Skalak ym. 2009, Csiki & Rhoads 2010, 2014), mutta Fenci ym. (2015) havaitsivat monin paikoin merkittävästi karkeampaa joenpohjaa juuri padon alla joen muihin vastaaviin virtapaikkoihin verrattuna.

Veden ja sen kuljettaman sedimentin virtauksen muuttuessa myös jokiuoman rakenne muuttuu yleensä yksinkertaisemmaksi. Grafin (2006) mukaan patoamisen vaikutuksen vuoksi joen minimileveys yleisesti kasvaa keskimäärin 32 % ja maksimileveys pienenee 50 %. Tulva-tasankojen aktiiviset alueet, joilla tulvia usein esiintyy, pienenevät 79 % ja inaktiivisen alueen, joilla tulvia ei tavallisesti usein esiintyisi, pinta-ala kasvaa 363 %. Lisäksi uoman geomorfologinen monimuotoisuus, eli joessa esiintyvien erilaisten funktionaalisten alueiden lukumäärä etukäteen määritettyä joen pituussektiota kohden pienenee 37 %.

Patorakenteen sijainnista, toimintatavasta, mahdollisesta veden ottosyvyydestä sekä ympäristökijöjen mukaan pato voi joko nostaa tai laskea jokiveden lämpötilaa. Vapaana virtaavaan jokeen verrattuna padon muodostama patoallas hidastaa veden virtausta, kasvattaa auringonvalolle altista pinta-alaa sekä vähentää rantakasvillisuuden varjostusta, mikä nostaa patoaltaan veden lämpötilaa (Ward & Stanford 1979, Brooker 1981, Wotton, 1995, Bredenhand & Samways 2009). Yleistäen useamman metrin syvyydeltä vetensä ottavat voimalapadot laskevat viileää alusvettä alavirtaan, kun taas matalammalta vetensä ottavat pienpadot ja ylivirtausrakenteet päästävät ohitseen lämpimämpää pintavettä (Lessard & Hayes 2003, Preece & Jones 2002). Ilmaston lämmitessä myös vesistöjen on ennustettu lämpenevän, jolloin erityisesti pienpatoja ohittavat lämpimät pintavesikerrokset tulevat olemaan entistä lämpimämpiä nostaen patorakenteiden alapuolisen veden lämpötilaa (Sinokrot ym. 1995, Firoozi ym. 2019). Lämpeneminen

edistää veden haihtumista patoaltaista, minkä on arvioitu vaikuttavan paikallisiin mikroilmastoihin (Hossain ym. 2009, Pizarro ym. 2013). Kohonnut ilmankosteus voi vaikuttaa alueelle luontaisiin sadesykleihin voimistaen rankkasateita (Hossain ym. 2009).



Kuva 1. Kuvitteellinen esimerkki jokiympäristöstä: A) luonnontilainen joki mutkittelee ja koskisuvanto-jaksot vuorottelevat, B) patoallas katkaisee luontaisen jokijatkumon kuvan vertikaalisuunnassa joen latvapuroilta laskualtaana toimivaan järveen tai mereen sekä heikentää horisontaalista yhteyttä joen ja sen valuma-alueen välillä, C) padon poistamisen jälkeen vertikaalisuuntainen jokijatkumo palautuu nopeasti, D) jokijatkumon ennallistuminen valuma-alueen suuntaan kestää pidempään. Kuvissa musta nuoli kuvaa virtaamajatkumoa: kokoviivassa jatkumo on olemassa ja katkoviivassa se on vielä palautumassa. Kuva ei ole luonnollisessa mitta-kaavassa.

3.1.1. Sisävesien osuutta hiilenkierrossa ei ole aiemmin huomioitu

Makean veden ekosysteemien vaikutusta globaaliin hiilenkiertoon ei ole huomioitu kuin vasta viime vuosina (Raymond ym. 2013). Pinta-alaltaan makeat vesistöt kattavat vain suhteellisen pienen osan maapallon pinta-alasta, mutta niistä vapautuvan hiilidioksidin (CO₂) määrä on paljon aiempia arvioita suurempi. Järvien sedimentit sitovat kerrostuessaan osan pohjalle painuneesta orgaanisesta hiilestä, mistä sitä voi vapautua kasvihuonekaasuina kuten hiilidioksidina ja metaanina (CH₄) (Cole ym. 2007, Battin ym. 2009, Aufdenkampe ym. 2011, Kuva 5A). Hapekkaissa olosuhteissa mikrobiotominta hajottaa orgaaniset hiiliyhdisteet pääasiassa hiilidioksidiksi, kun taas hapettomissa olosuhteissa hajoamistuotteena syntyy myös metaania. Vaikka vesistöistä vapautuu metaania vain vähäisiä määriä hiilidioksidin verrattuna, metaanipäästöjen merkitystä kasvattaa metaanin noin 25-kertaisesti hiilidioksidia suurempi potentiaali lämmittää ilmastoa (Forster ym. 2007).

Joista ja puroista vapautuvan hiilidioksidin määrä on aikaisemmin arvioitua suurempi, kun taas järvistä ja tekojärvistä päästöt ovat todennäköisesti aiemmin arvioitua pienempiä (Raymond ym. 2013). Patoaltaisiin kerääntynyt sedimentti ja orgaaninen materiaali tuottavat kerrostuessaan hapettomat olosuhteet, jolloin hajoamistuotteena vapautuu hiilidioksidin ohella enemmän metaania. Kasvihuonepäästöjen onkin arvioitu olevan 7 % suurempia patoaltaista kuin vapaana virtaavista joista (Sobek ym. 2012, Maeck ym. 2013).

Patoaltaiden kasvihuonekaasupäästöjen mittaamiseen ja laskemiseen liittyy vielä selkeitä menetelmällisiä epävarmuuksia (Wehrli 2011, Prairie ym. 2018). Kaasuja voi vapautua padotuista vesialtaista diffuusiona veden pinnasta (Kuva 2), kuplimalla (Kuva 3) tai alavirtaan vapautuvaan veteen. Yleisesti kasvihuonekaasuja vapautuu kuitenkin eniten trooppisten alueiden patoaltaista, ja päästöt ovat pienempiä borealisella eli pohjoisella havumetsävyöhykkeellä (Barros ym. 2011). Päästöt myös vähenevät patoaltaan iän kasvaessa (Barros ym. 2011).



Kuva 2. Metaanin ja hiilidioksidin diffuusiomittaus kelluvalla kammioilla. Kaasupitoisuuksia kammion ilmatilassa mitataan kerran sekunnissa mukana kulkevalla analysaattorilla. Kammion annetaan kulkea vapaasti virran mukana veden turbulenssihäiriöiden vähentämiseksi. Kuva: Jukka Alm.



Kuva 3. Kuplankeräin toiminnassa. Varastoputkessa on jo niin paljon kaasua, että pari päivää sitten upotettu keräin on noussut pintaan. Kuva: Jukka Alm.

3.2. Muutokset eliöstössä

Jokien patoamisella on huomattava vaikutus niiden ekosysteemien toimintaan ja lajiston monimuotoisuuteen. Luonnontilaisina latvapurot, pienemmät sivu-uomat ja pääuoma muodostavat meren tai järven ja siihen laskevan joen koko valuma-alueen välille yhtenäisen jokijatkumon ('the River Continuum Concept' *sensu* Vannote ym. 1980). Patoamisen jälkeen joen eliöyhteisöt yleensä yksipuolistuvat ja muistuttavat ennen pitkää enemmän järvimäisiä seisovan veden kuin varsinaisia virtaavan veden eliöyhteisöjä. Kokonaisuutena patoaminen katkaisee joen luonnollisen jatkuvuuden ylävirrasta alavirtaan katkaisten eliöiden vapaan liikkumiseen jokiverkoston eri osien välillä, ja se vaikuttaa monin tavoin myös virtavesiekosysteemien luonnolliseen yhteyteen valuma-alueen kanssa.

Pienpatojen ekologisten vaikutusten arvioidaan olevan lievempiä kuin suurien patojen (esim. Mbaka & Mwainiki 2015, Foley 2017). Esimerkiksi ylivirtauspatojen ei ole havaittu vaikuttavan joen muuhun eliöstöön kuin kaloihin tai vaikutukset ovat olleet hyvin lieviä (Csiki & Rhoads 2014, Mbaka & Mwainiki 2015). Muulle lajistolle aiheutuvien vaikutusten vähäisyydestä huolimatta voivat pienetkin padot olla vaelluskaloille läpäisemättömiä vaellusesteitä (Hitt ym. 2012, Lasne ym. 2014).

3.2.1. Särkikalat, ahvenet ja hauet yleistyvät

Jokien patoaminen on usein merkittävin syy kalapopulaatioiden heikentymiseen tai jopa katoamiseen jokivesistä (Penczak & Kruk 2000, WCD 2000, Gehkre ym. 2002). Virtaavia vesiä elinympäristönään vaativat lajit yleensä vähenevät tai jopa katoavat kokonaan patoaltaasta (Duncan & Lockwood 2001, Sheer & Steel 2001, Lucas ym. 2009, Hitt ym. 2012, Nieland ym. 2015. Kuva 5A). Tällaisia Suomessakin esiintyviä lajeja ovat esimerkiksi lohi (*Salmo salar*), taimen (*Salmo trutta*), siika (*Coregonus lavaretus*), säyne (*Leuciscus idus*), harjus (*Thymallus thymallus*), ankerias (*Anguilla anguilla*) ja nahkiainen (*Lampetra fluviatilis*). Elinympäristön vähenemiselle erityisen alttiita ovat lajit, jotka vaativat erilaisia elinympäristöjä elinkiertonsa eri vaiheissa,

kuten esimerkiksi vaelluskaloille elintärkeään liikkumiseen patojen ohitse (Wertheimer & Evans 2005, Arnekleiv ym. 2007, Caudill ym. 2007). Vaelluskalojen elinympäristön kaventuminen voi olla syönnös- ja kutualueiden pienenemistä (Branco ym. 2012), kutualueille pääsyn rajoittumista, vaelluksen hidastumista tai jopa sen täydellistä katkeamista (Moilanen & Nieminen 2002).

Virtavesilajistoa korvaavat patoaltaissa niin sanotut yleislajit, jotka esiintyvät tyypillisesti kaikissa makean veden altaissa. Tällaisia lajeja ovat esimerkiksi hauki (*Esox lucius*), särki (*Rutilus rutilus*), lahnat (*Abramis* sp.), ahven (*Perca fluviatilis*) ja kuha (*Sander lucioperca*) (Bednarek 2001, Santucci ym. 2005, Irz ym. 2006, Clavero & Hermoso 2010, Li ym. 2013). Esimerkiksi Kemi-, li- ja Oulujoella patoaltaiden kalasto oli 1990-luvulla särkikalavaltaista (Vehanen 1995). Patoaltaiden kalatiheydet keskittyivät rantojen läheisyyteen, ja avovesissäkin ne olivat järviä alhaisempia.

Padot hidastavat tai estävät vaelluskalojen kulkua eri elinalueidensa välillä (esim. review Drinkwater & Frank 1994, WCD 2000, Gido ym. 2016). Suuret padot usein estävät ylityksen täysin, ellei kulkua avustavia kalateitä ole rakennettu (Gido ym. 2016), ja silloinkin kalatiet sekä niitä seuraavat patoaltaat hidastavat vaellusta ja altistavat kaloja predaatiolle ja tautien leviämiseksi (Jepsen ym. 1998, Karppinen ym. 2002, Baisez ym. 2011, Huusko ym. 2012). Sopivaa vaellusreittiä etsiessään aikuiset vaelluskalat usein kerääntyvät padon juurelle ja patoaltaaseen, jossa ne ovat alttiimpia predaatiolle ja kalastukselle (Poe ym. 1991, Lucas & Baras 2008).

Myös vaelluskalojen poikasille edullisinta olisi niiden nopea alasvaellus jokisuulle ja siitä edelleen mereen. Patojen on havaittu viivästyttävän poikasten alasvaellusta (Keefer ym. 2012), minkä lisäksi voimalapatojen turbiinit aiheuttavat niiden läpi kulkeville kaloille monenlaisia vaurioita, jotka usein johtavat suoraan tai epäsuoraan kuolleisuuden kasvamiseen (Huusko ym. 2014). Kalojen törmäminen patojen rakenteisiin ja turbiinien siipiin aiheuttaa suoraa kuolleisuutta, kun taas turbiinin läpäisystä aiheutuneet lievemmät vauriot ja stressi voivat myöhemmin altistaa epäsuoralle kuolleisuudelle kalojen predaatio- ja sairastumisriskin kasvaessa (Čada 2001, Ferguson ym. 2006, Schaller ym. 2014, Stich ym. 2015). Alasvaelluksen aikana ohitettujen patojen määrän onkin havaittu vaikuttavan negatiivisesti smolttien selviytymiseen (Schaller ym. 2014, Stich ym. 2015).

Selkeästi havaittavien kuolleisuusvaikutuksien lisäksi vaelluksen vaikeutuminen ja hidastuminen kuluttaa kalan energiavarastoja, jolloin kala saattaa kuolla ennen lisääntymistä tai lisääntymiseen panostamiseen jää vähemmän energiaa, minkä vuoksi jälkeläisten laatu heikentyy (Larinier 2001, Baisez ym. 2011). Energian kulutuksen kasvaminen on erityisen haitallista kaloille, jotka eivät syö ollenkaan tai minimoivat ruokailunsa ylösvaelluksen ajaksi, kuten nahkiaiselle ja lohelle (Gamper & Savina 2000, Baisez ym. 2011, Johansen ym. 2011).

Matalammatkin pienpadot voivat olla vähintäänkin osittaisia vaellusesteitä, eli vaikka niiden ylitys onkin ajoittain mahdollista, se on haastavaa etenkin pienikokoisille yksilöille ja heikon uintikyvyn omaaville lajeille (Hitt ym. 2012). Osittaisenkin vaellusesteen ylitys kuluttaa enemmän energiaa ja hidastaa vaellusta vapaaseen vaellusyhteyteen verrattuna, ja usean osittaisen peräkkäisen vaellusesteen ohittaminen voi olla yhdessä jopa isompi haaste kuin yksittäisen isomman padon ohittaminen (esim. Ovidio ym. 2007).

Kalaston elinympäristön rajoittuminen johtaa usein populaatioiden geneettiseen köyhtymiseen (Newmark 1991, Winston ym. 1991, Morita & Yamamoto 2001), sillä vaellusesteet pienentävät populaatiokokoa ja kiihdyttävät geneettistä ajautumista (Clemento ym. 2009), jonka lisäksi esteen eri puolilla vallitsevien olosuhteiden erot suuntaavat eristyneiden populaatioiden evoluutiota eri suuntiin (Crozier ym. 2008, Keeley ym. 2007). Geneettisen monimuotoisuuden

vähentyminen voi johtaa populaation kestävyden alentumiseen (Ewers & Didham 2006) ja pahimmillaan paikalliseen sukupuuttoon metapopulaatioissa (Spielman ym. 2004, Hanski 2005).

Vaelluskalojen lisäksi padot vaikuttavat myös elinkiertoensa aikana vähemmän liikkuviin kaloihin, vaikka vaikutukset eivät olekaan yhtä selkeitä (Zhao ym. 2016). Vapaana virtaavassa jokivesistössä jokisuun ja latvavesien yksilöt pääsevät sekoittumaan laajemmin, siten ylläpitäen populaation geneettistä monimuotoisuutta. Sen sijaan padot jakavat populaation pienempiin osiin. Lisäksi patoallas ylipäättään muokkaa elinympäristöä jokisysteemistä järvimäisemmäksi, mikä vähentää virtaaviin vesiin erikoistuneille kalalajeille sopivia elinympäristöjä ja antaa kilpailuetua potentiaalisesti samoista resursseista kilpaileville yleislajeille.

3.2.2. Selkärangattomien monimuotoisuus on heikentynyt

Selkärangattomien yksilörunsaus, lajimäärä ja -koostumus monesti heikkenevät patojen alapuolella, joskin eri hyönteisryhmien vasteissa on havaittu olevan eroja (Wang ym. 2020). Kuten kalayhteisöt, myös selkärangattomien yhteisöt muuttuvat herkistä virtavesiin erikoistuneista lajeista monipuolisemmin erilaisia habitaatteja, erityisesti seisovamman veden elinympäristöjä, hyödyntäviin lajeihin (Céréghino ym. 2002, Lessard & Hayes 2003, Camargo ym. 2005, Mantel ym. 2010). Erityisesti luonnontilaisten virtavesiekosysteemien merkkilajeina yleisesti käytetyt päivänkorennot, koskikorennot ja vesiperhoset vähenevät (ns. EPT-lajit; *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera*) (Rosenberg & Resh 1993, Bae ym. 2003, Carlson ym. 2018). Selkärangattomien vasteissa patoamiseen on myös muista seikoista (esim. maantieteellinen sijainti, ilmasto-olosuhteet, alueellinen lajisto) johtuvaa vaihtelua, joten täysin varmoja ennusteita tietyn joen patoamisen vaikutuksista ei ole ennalta helppoa tehdä (Wang ym. 2020).

Voimakas veden säännöstely ja sen aiheuttamat muutokset jokipohjan rakenteessa ovat usein johtaneet selkärangattomien kokonaisyksilömäärän vähenemiseen padon alapuolella (Tiemann 2004, Bredenhand & Samways 2009, Martínez ym. 2013, Meißner ym. 2018). Virtavesiin erikoistuneet selkärangattomat tyypillisesti piilottelevat kiven lohkareiden reunoilla suojassa virtaukselta ja pedoilta, jolloin pohjan raekoon muuttuessa myös niille suojaisat elinympäristöt muuttuvat, menestyminen kärsii ja paikallispopulaation lajirakenne voi muuttua (Poff 1997, Wang ym. 2021). Sen sijaan pohjaeläinyhteisöjen biomassassa on voinut pysyä lähes ennallaan (Martínez ym. 2013) tai se on jopa kasvanut joissain tapauksissa (Benítez-Mora & Camargo 2014, Wu ym. 2019). Patoamisen vaikutus selkärangattomiin voikin johtua ensisijaisesti fyysikaalisten, morfologisten ja hydrologisten olosuhteiden muutoksesta kuin vesistön jatkuvuuden katkeamisesta (Renofält ym. 2013).

Padottujen jokien levälajiston määrä tyypillisesti kasvaa alavirtaan päin mennessä, koska vedessä kulkeutuvan sedimentin määrän vähentyessä vesi kirkastuu ja valon määrä kasvaa, virtauspiikit tasaantuvat ja veden fysikaaliskemiallinen laatu muuttuu (Mueller ym. 2011, Smolar-Žvanut & Mikoš 2014, Ponsatí ym. 2015).

Yleensä patojen ja patoaltaiden on todettu haittaavan joessa eläviä makean veden simpukoita (Vaughn & Taylor 1999, Sousa ym. 2020). Suurempien voimalapatojen (22–68 m) aiheuttamat fysikaaliskemialliset stressitekijät sekä muutokset sopivan pohjanlaadun, ravinnon ja toukkavaiheessa elintärkeiden isäntäkalojen saatavuudessa ovat paikallisesti romahduttaneet simpukapopulaatioita. Muun muassa uhanalaisen jokihelmisimpukan (*Margaritifera margaritifera*) yksilömäärien on havaittu olevan huomattavasti vähäisempiä patojen alapuolella (97,4 % vähemmän) ja itse patoaltaissa (98,5 % vähemmän), kuin niiden varsinaisilla elinalueilla patojen yläpuolella (Sousa ym. 2020). Kuitenkin Yhdysvaltojen Tallapoosa-joella *Elliption arca-*

simpukoiden havaittiin kasvavan nopeammin pienpadon (5 m) alapuolella (Singer & Gangloff 2011), johtuen todennäköisesti pienpadon vettä lämmittävästä vaikutuksesta.

Patoamisen vaikutukset ulottuvat usein myös jokivesistöjen rantavyöhykkeille (Nilsson & Berggren 2000). Koska padot tasoittavat virtaamia, muuttuvat tulvatasankojen ekologia ja tuottavuus, ja eliöstön monimuotoisuus heikkenee (Poff ym. 1997, Tockner & Stanford 2002). Eryityisesti virtausolosuhteiden tasoittuminen ja jokiuoman rakenteen yksipuolistuminen vähentävät rantavyöhykkeessä tarjolla olevien habitaattien monimuotoisuutta, jolloin heikkenevät myös monimuotoisia näitä habitaatteja vaativat eläin- ja kasvilajiyhteisöt (Nilsson & Dynesius 1994, Dudgeon 2000, Graf 2006). Virtausolosuhteiden muutoksen vaikutus tulvatasangolla voi vaihdella suuresti, mutta yleensä tulvatasankojen habitaatti-monimuotoisuus heikkenee. Alueelta vähenevät luontaista häiriötä kestävät tai vaativat lajit (Rood & Mahoney 1990, Stromberg ym. 2007) ja kasvualaa valtaavat monesti yleiset rantavyöhykkeen vieraslajit (Hight & Drea 1991, Pyšek & Prach 1995, Merritt & Cooper 2000, Kloehn ym. 2008, Johnson ym. 2012).

4. Padon poistamisen vaikutukset eliöyhteisöihin

Padon tai patojen poistaminen vuosikymmeniäkin kestäneen patoamisen jälkeen on niiden läheisille eliöyhteisölle äkillinen muutos tai jopa häiriö, jos eliöstö on jo mukautunut ihmisen toiminnasta aiheutuneeseen tilaan. Sekä jokiympäristön rakenne että padotun vesistön eliöyhteisöt voivatkin olla mukautuneet vuosikymmenien aikana hitaammin virtaavaan ja säännösteltyyn ympäristöön. Padon poistaminen muuttaa tilanteen nopeasti, minkä jälkeen palautuminen kohti luontaisempaa virtaavan veden eliöyhteisöä ja ekosysteemiä voi alkaa (Kuva 1C). Muutoksen laajuuteen vaikuttavat selvästi patoaltaan ja padon koko: mitä isompi poistettava kohde on, sitä isompia muutoksia on odotettavissa myös ympäristössä. Aikaa muutoksesta mukautumiseen voi kulua purkamistavasta, vesistön rakenteesta ja eliöryhmästä riippuen päivistä vuosikymmeniin, joskin täysin patoamista edeltävän eliöstön palautuminen voi viedä hyvin pitkään tai sitä ei tule lainkaan tapahtumaan muista eliöstöön vaikuttavista seikoista johtuen (esim. muuttuneet ilmasto-olosuhteet ja muutokset saatavilla olevassa eliölajistossa). Laajemmalla alueella tapahtuneet muutokset heijastuvat jokiekosysteemin lisäksi myös niiden valuma-alueelle. Lopputulos voi olla alkuperäisen jokiekosysteemin kaltainen tai poiketa siitä joiltain osin riippuen muista kehitystä rajoittavista tekijöistä (Kuva 1D).

4.1. Sedimentit tulisi vapauttaa hallitusti

Patoaltaaseen on saattanut kertyä vuosikymmenien aikana runsaasti sedimenttiä. Sedimentin äkillinen vapautuminen on yleisin huolenaihe patojen poistoja suunnitellessa, eikä sen vaikutuksista voida olla etukäteen täysin varmoja (Tullos ym. 2016, Cui ym. 2017, Major ym. 2017). Sedimentti voi kulkeutua ongelmitta joen läpi suurempaan seisovaan vesialtaaseen, vaikuttaen virtavesiekosysteemiin vain hyvin lyhytaikaisesti, tai se voi seisahtua padon läheisyyteen pohjaa peittäen ja eliöstöä tuhoten (Cannatelli 2013).

Patoaltaaseen kerääntyneet sedimenttimassat altistuvat eroosiolle ja voivat lähteä nopeasti liikkeelle alavirtaan. Patoaltaasta vapautuva sedimentti voi myös kerääntyä alavirtaan muuttaen uoman ja pohjan muotoja, jolloin alavirran vesi sameutuu huomattavasti vaikuttaen eliöstöön ja sitä kautta koko ekosysteemiin (Tullos ym. 2016). Patoaltaan vedenpinnan aleneminen ja siitä johtuva pohjaveden korkeuden aleneminen voivat aiheuttaa myös alavirran pohjavesilähteisten sivu-uomien vedenkorkeuden alentumista vähentäen kaloille sopivien kutualueiden määrää ainakin väliaikaisesti (Draut & Ritchie 2015, Tullos ym. 2016).

Patoaltaaseen kertyneen sedimentin laatuun ja koostumukseen vaikuttavat ilmasto, kasvillisuus, ylävirran maantieteelliset ja hydrologiset ominaisuudet, padon korkeus ja ikä sekä valuma-alueen ominaisuudet (Cui ym. 2017). Kuitenkin pääasiassa patoaltaihin kertynyt sedimentti on kasautunut raekoosta riippuen siten, että patoaltaan yläosassa on karkeampaa kiintoainesta, kun taas aivan padon läheisyydessä on hienompaa ainesta (Cui ym. 2017). Jakautuminen johtuu veden virtauksen hidastumisesta, sillä patoaltaan hitaat virtausolosuhteet jaksavat kuljettaa eteenpäin ainoastaan kevyttä ja hienompaa kiintoainetta.

Padon poistamisen jälkeen patoaltaan vedenpinta alkaa välittömästi laskea ja veden virtausnopeus kasvaa (Tullos ym. 2016, Major ym. 2017, Bellmore ym. 2019), jolloin poistuvan veden mukana huuhtoutuu alavirtaan myös patoaltaaseen vuosien aikana kertynyttä sedimenttiä. Ensimmäisenä purkautuu padon läheisyyteen kertynyt hieno kiintoaine. Tätä nopeampaa purkautumista seuraa hitaampi, kuukausista jopa vuosiin kestävä, karkeamman aineksen huuhtoutuminen alavirtaan. Ensimmäisten viikkojen tai kuukausien aikana patoaltaan sedimenttivarastosta voi tyhjentyä noin puolet tai enemmänkin, mutta vaihtelu on olosuhteista ja purkutavasta

riippuen erittäin suurta (Wilcox ym. 2014, Warrick ym. 2015, Major ym. 2017). Esimerkiksi Washingtonin osavaltiossa sijaitsevan Elwha-joen suurpatojen poistossa noin 30 Mt sedimenttiä altistui eroosiolle, mutta hallitun ja monivaiheisen poistoprosessin ansiosta määrästä vain 65 % huuhtoutui alavirtaan viiden vuoden aikana (Ritchie ym. 2018). Tästä liikkeelle lähteneestä määrästä vain 10 % jäi jokeen, kun taas 26 % kasaantui suistoksi joen ja meren rajalle ja 64 % kulkeutui kauemmas merelle.

Vedenpinnan laskiessa vesimassan virtaus keskittyy ensin pienemmälle alueelle joen pohjassa, jolloin tälle alueelle kasautuneet sedimentit lähtevät liikkeelle kaivertuen selvästi muusta pohjasta erottuvan syvemmän uran. Uran syveneminen jatkuu, kunnes hieno sedimentti on huuhtoutunut alavirtaan paljastaen sen alle hautautuneen vanhan pohjan, mikä pääasiassa koostuu huomattavasti karkeammasta aineksesta (Doyle ym. 2002, Stewart 2006, Cannatelli & Curran 2012). Uran syvyys ja uuden jokiuoman muoto vastaavat pääpiirteissään patoa edeltäviä olosuhteita, vaikka joissain tapauksissa uoman syveneminen voi jopa ohittaa alkuperäisen tason (Wildman & MacBroom 2005, Amos 2008, Engle ym. 2013, Wilcox ym. 2014). Ura laajenee hiljalleen padon juurelta ylävirtaan edeten, kun veden voimakas virtaus irrottaa sedimenttiä uran seinästä. Tämä ura on uuden jokiuoman alku, joka pitenee ja laajenee hidastuvalla tahdilla, kunnes virtausolosuhteet tasoittuvat ja kasvillisuus valtaa rannoilta paljastunutta maaperää vakahtaen uoman seinämiä. Tämän vuoksi tilanne tasaantuu, mutta luonnolliset kausitulvat vielä jatkavat epäsäännöllistä eroosioprosessia.

Padon poiston ja uuden jokiuoman vakiintumisen välisen ajan pituuteen vaikuttavat muun muassa padon suuruus ja ikä, ylävirran maantieteelliset ja hydrologiset olosuhteet sekä patoaltaan muoto. Nämä kaikki vaikuttavat patoaltaaseen kertyneen sedimentin määrään, koostumukseen ja kerrostumiseen (Bednarek 2001). Padon purkamisen eli vedenpinnan laskemisen asteittaisuus (Major ym. 2017), patoaltaaseen kertynyt pääasiallinen sedimenttityyppi ja sen kerrostuneisuus (Sawaske & Freyberg 2012), sedimenttiin mahdollisesti hautautuneet rakenteet ja suurommat irtokappaleet vaikuttavat sedimentin irtoamiseen sekä uuden jokiuoman muodostumisen ja vakautumisen nopeuteen (Warrick ym. 2015).

Mikäli suuri määrä sedimenttiä pääsee vapautumaan nopeasti alavirtaan padon purkamisen yhteydessä, sedimentti voi kertyä joen rannoille tai suvantoihin muuttaen virtausolosuhteita, joen muotoa ja pohjanlaatua sekä samentaa vettä (Major ym. 2017). Sedimenttipulssin voimakkuuteen ja sen aiheuttamiin muutoksiin joessa vaikuttavat etäisyys padosta, vapautuneen sedimentin määrä, laatu ja purkauksen jaksottuneisuus sekä joen muoto, kaltevuus ja virtausolosuhteet (Doyle ym. 2005). Virtavesisysteemit, joissa on suuri virtaama tai kaltevuus, kuljettavat sedimentit yleensä nopeammin koko jokisysteemin läpi, jolloin sedimenttipulssista toipuminen voi alkaa nopeammin (Doyle ym. 2005).

Yleisesti hienoisimmat sedimenttityypit, kuten hiekka, siltti, hiesu ja muut hienojakoiset maalajit, kulkeutuvat nopeammin ja pidemmälle virrassa kuin karkeampi sora tai isommat kivet. Tämä voi johtaa pohjan väliaikaiseen hautautumiseen soran ja muun kulkeutuneen aineksen alle padon läheisyydessä. Vastaavasti kauempana padosta virtauksen hidastuessa hieno sedimentti voi laskeutuessaan väliaikaisesti haudata vanhaa pohjaa alleen ja tukkia karkeamman sorapohjan välejä muuttaen virtausolosuhteita myös sedimentin sisällä (Stanley ym. 2002, Geist & Auerswald 2007, Österling ym. 2008). Kiintoaineksen kertyminen jokiuoman mutkiin ja suvan-toalueille muuttaa paikallisia virtausolosuhteita ja uoman kaltevuutta. Muutokset valmiiksi jyrkissä osuuksissa voivat olla häviävän pieniä, kun taas loivemmissa osuuksissa kasaantunut sedimentti voi kasvattaa kaltevuutta moninkertaiseksi (Major ym. 2017).

Hienojakoinen sedimenttipulssi tyypillisesti samentaa alavirran vettä viikoiksi tai kuukausiksi, ja muutos voi olla jopa yli kymmenkertainen padon purkua edeltävään tilanteeseen verrattuna

(Tullos ym. 2016). Samentuminen onkin usein verrattavissa normaaleihin tulvaolosuhteisiin, sillä patojen yläpuolella on havaittu vastaavaa samentumista myrskykausien virtaushuippujen aikana (Stewart 2006, Granata ym. 2008, Gibson ym. 2011, Marion 2014). Padon koosta ja purkutavasta riippuen sedimenttiä voi kuitenkin purkamisen yhteydessä vapautua myös siten, että veden samentuminen on tulvahuippujakin pidempikestoista tai voimakkaampaa. Esimerkiksi Elwha-joen kahden suurpadon poistamiset johtivat kahtena ajanjaksona yhteensä yli vuoden mittaiseen samentuneen veden jaksoon keväästä 2012 syksyyn 2013, koska vaiheittain puretuista padoista sedimenttiä vapautui pidemmällä aikavälillä (Warrick ym. 2012, Magirl ym. 2015, Randle ym. 2015).

Yleisesti suositellaan padon hidasta ja vaiheittaista purkamista, jolloin kyetään hillitsemään eroosion aiheuttamaa muutosta ja virtaaman pysymistä alkuperäisessä jokiuomassa (Tullos ym. 2016). Vaiheittain purettuna sedimentit poistuvat patoaltaasta hallitusti ja patoaltaan paljastuneille rannoille ehtii muodostua uutta kasvillisuutta vakauttamaan uoman seinämiä ja vähentäen niistä irtoavan sedimentin määrää. Liian nopeasti räjäyttämällä purettu Condit Dam -pato Washingtonin osavaltiossa Yhdysvalloissa vapautti kerralla valtavan määrän sedimenttiä aiheuttaen veden voimakkaan samentumisen viikkojen ajaksi (Wilcox ym. 2014). Samentuminen vastasi voimakkuudeltaan kymmenkertaisesti myrskykausien virtaushuippujen aikana havaittua samenessa.

Monien yksittäisten pienpatojen poistamisessa veden samentuminen on ollut lähes olematonta ja hyvin lyhytkestoista, sillä niiden patoaltaisiin ei ole yleensä varastoitunut suuria määriä sedimenttiä (Brune 1953, Bountry ym. 2013). Kuitenkin jos pienpatoja puretaan useampia samanaikaisesti, voi niistä yhdessä vapautua sedimenttiä isojakin määriä (Magilligan ym. 2016).

Siinä missä patoaltaasta vapautuva sedimenttipulssi voi aiheuttaa vaurioita padon poistamisen jälkeen, se voi myös toimia ensimmäisinä askeleina joen toipuessa padon aiheuttamasta häiriöstä. Vuosikymmenien patovaikutuksen jälkeen jokien alajuoksu on usein sedimenttiköyhää, joten sekä ensimmäinen sedimenttipulssi että myöhemmin hiljalleen palautuva luonnollinen sedimenttivirta ylävirrasta monipuolistavat pohjarakennetta ja muodostavat uudelleen luonnollisen kaltaisia, monimuotoisia soraikkoja (Kibler ym. 2011). Sedimenttipulssit palauttavat orgaanista ainesta sekä levittävät kasvillisuutta myös tulvatasangoille mahdollistaen siten luonnollisen tulvatasankojen kasvillisuuden ja niitä hyödyntävien eliöyhteisöjen palautumisen (Shafroth ym. 2002, 2016, Magilligan ym. 2016, Cubley & Brown 2016).

4.1.1. Sedimenttien sisältämät epäpuhtaudet vaativat erikoishuomiota

Patoaltaaseen vuosikymmenien aikana kertyneet sedimentit voivat sisältää poikkeavan suuria pitoisuuksia epäpuhtauksia, kuten orgaanisia kemiallisia yhdisteitä (esim. polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä (PAH) ja polykloorattuja bifenyylejä (PCB)) sekä raskasmetalleja (esim. elohopeaa (Hg)) (Hetling ym. 1978, Armstrong & Shoan 1988, Shuman 1995, Bednarek 2001, Stanley & Doyle 2002, Evans & Gottgens 2007, Tullos ym. 2016, Akin & Kırmızıgül 2017, Zhao ym. 2017, Hošek ym. 2020). Patoaltaaseen kerääntynyt hieno sedimentti sitoo epäpuhtauksia karkeaa ainesta tehokkaammin suuremman pinta-ala-tilavuussuhteensa vuoksi, joten sedimentin vapautuessa voi alavirtaan huuhtoutua samalla suuriakin määriä haitallisia ja epätoivottuja aineita (Stone & Droppo 1994, Wood & Armitage 1997, Major & Warner 2008). Etenkin ihmistoiminnan läheisyydessä olevilla alueilla on suositeltavaa huomioida mahdolliset sedimenttien sisältämät epäpuhtaudet ja suunnitella toimenpiteet siten, että niistä aiheutuu mahdollisimman vähän haittaa patoa purettaessa ja sen jälkeen.

4.2. Eliöyhteisöt seuraavat ympäristön muutosta

Padon poiston aikana ja sen jälkeen ensimmäiset muutokset tapahtuvat joen rakenteessa ja virtaamassa. Joen ekosysteemin toiminta ja eliöyhteisöt muuttuvat hiljalleen ajan kanssa lähemmäs alkuperäisiä virtaavien vesien eliöyhteisöjä. Eliöryhmien palautumiseen menee vaihteleva määrä aikaa riippuen niiden mahdollisuuksista levitä muilta vesistön patoamattomilta alueilta tai muista läheisistä vesistöistä (Tonkin ym. 2014). Muutos eliöstössä voi olla huomattava, jos patoaminen on kestänyt vuosikymmeniä ja se on muuttanut eliöyhteisöä selkeästi järviallasmaisemmaksi.

4.2.1. Virtavesien kalalajit yleistyvät

Patojen poistamisella on osoitettu olevan monenlaisia, joskin vaihtelevia vaikutuksia jokien kalalajistoon. Useimmiten padon ylä- ja alapuoliset kalalajistot kuitenkin lähenevät toisiaan vael-lusesteen poistamisen jälkeen ja ympäristöolosuhteiden tasaantuessa alueiden välillä (Maloney ym. 2008, Gardner ym. 2013, Kornis ym. 2015; Kuva 5B). Kalojen lajimäärä ja yksilötiheydet ovat kasvaneet selvästi sekä lyhyellä että pidemmällä aikavälillä etenkin entisen padon yläpuolisilla vesialueilla (Catalano ym. 2007, Burroughs ym. 2010, Gardner ym. 2013, Chang ym. 2017, Ding ym. 2019). Kalasto voi myös vähentyä patopoistokohteen alapuolella, mutta vaikutus on yleensä lyhytaikainen (Catalano ym. 2007, Gardner ym. 2013).

Padon poistamisen vaikutukset havaitaan kalastossa yleensä muutamien kuukausien aikana, mutta muutosten tasaantuminen saattaa kestää vielä vuosikymmenien ajan (Hart ym. 2002, Doyle ym. 2005). Järviökosysteemeissä yleisesti esiintyvät kalat vähenevät tai jopa katoavat järvimäisen patoaltaan muuttuessa takaisin virtaavaksi elinympäristöksi (Bushaw-Newton ym. 2002, Maloney ym. 2008). Esimerkiksi kahden pienpadon poistuttua Norjan Nidelva-joesta hauen ja ahvenen tiheydet vähentyivät ja vastavuoroisesti lohen tiheys kasvoi huomattavasti entisten patoaltaiden alueella (Fjeldstad ym. 2012).

Kun vaellusyhteys padon yläpuolisiin vesistöön osiin avautuu ja alueen virtausolosuhteet tasoit-tuvat, voi padon poistamisen positiivinen vaikutus kalastoon olla hyvinkin nopea. Kalojen vael-taminen entisen padon molemminpuolisten vesistöön osien välillä on jälleen mahdollista, ja ka-loille käytettävissä olevien erilaisten elinympäristöjen määrä kasvaa, jolloin kalat voivat valita ympäristönsä vastaamaan parhaiten kulloisen elinkiertoensa vaiheen vaatimuksia (Bednarek 2001, Hart ym. 2002, Maloney ym. 2008). Esimerkiksi Catalano ym. (2007) havaitsivat positiivisia vaikutuksia jo kahden vuoden jälkeen, kun joesta poistettiin neljä peräkkäistä pienpatoa. Yk-sinomaan patojen alapuolella esiintyneistä 11 lajista kymmenen oli levinnyt ylävirtaan, ja no-peimmillaan osa kalayksilöistä vaelsi 123 km matkan ylävirtaan jo ensimmäisen vuoden aikana.

On myös mahdollista, että muutos kalastossa kestää pidempään. Esimerkiksi Poulos ja Chernoff (2017) huomasivat, että kolme vuotta pienpadon poiston jälkeen padon ylä- ja alapuolisissa kalayhteisöissä tapahtui vielä jatkuvaa padon poistosta johtuvaa muutosta. Kummankaan puo-len kalayhteisö ei ollut vielä saavuttanut tasapainoa samankaltaiseen vertailualueeseen verrat-tuna. Kalaston palautumiseen voi mennä vuosikymmeniäkin, eikä kalalajisto tietysti vesistöön osassa välttämättä koskaan palaudu vastaamaan entistä tilaa tai läheisten vertailualueiden la-jistoa. Tätä ei voida pitää kovin yllättävänä, koska kalalajit ovat voineet olla patojen eristäminä jopa vuosisatojen ajan, joten myös lajiston palautuminen saattaa kestää vuosia tai lopputulos olla hyvinkin erilainen.

4.2.2. Veden samentuminen voi aluksi heikentää kalastoa

Huuhtoutuvien sedimenttien aiheuttama veden samentuminen alavirrassa voi haitata kaloja eri tavoin. Kalojen saalistaminen ja suunnistaminen samentuneessa vedessä voivat vaikeutua ja sedimenttihiukkaset voivat aiheuttaa kiduksille fyysisiä vammoja ja haitata kaasujen vaihtoa (Kjelland ym. 2015). Vahvan uintikyvyn omaavat lajit voivat siirtyä väliaikaisesti toisille alueille, mikä saattaa vähentää niiden suoraa kuolleisuutta ja nopeuttaa kalaston palautumista olosuhteiden tasaannuttua. Kalatiheyksien palautuminen ennalleen voi kuitenkin kestää vuosia (Bushaw-Newton ym. 2002, Burroughs et al. 2010).

Alavirtaan huuhtoutuvalla sedimentillä voi olla myös epäsuoria vaikutuksia kalastoon. Laskeutuessaan soraikoille se voi estää hapekkaan veden virtausta soraikon sisällä tai peittää niitä alleen häiriten kalojen lisääntymistä (Rabeni & Smale 1995, Kemp ym. 2011). Sedimentti voi myös häiritä makeissa vesissä pysyvien ja mereen vaeltavien kalojen vaelluksia sekä vähentää saatavilla olevaa pohjaeläinravintoa (Sethi ym. 2004, Burdick & Hightower 2006, Pess ym. 2008).

Mikäli huuhtoutuva sedimentti sisältää epäpuhtauksia, se voi vaikuttaa haitallisesti erityisesti pohjan koostumuksen ja vedenlaadun suhteen herkkiin lajeihin, kuten lohiin ja taimeniin (Stanley & Doyle 2002, Doyle ym. 2003, Kemp ym. 2011). Etenkin näiden lajien mätimunat ovat alttiita sedimentin epäpuhtauksille, sillä hieno sedimentti voi tukkia kutusoraikon soravälejä vähentäen soraikon väleissä virtaavan hapekkaan veden määrää. Lisäksi sedimentin sisältämät ravinteet voivat lisätä kehittyvän mätimunien hapenkulutusta entisestään ja saasteet sekä myrkyt voivat aiheuttaa häiriötä mätimunien kehityksessä (Kemp ym. 2011).

4.2.3. Vaelluskalat palaavat alkuperäisille elinalueilleen

Joen virtausolosuhteet ja niiden tarjoamat vaelluskalojen elinympäristöt muuttuvat lähemmäksi luonnontilaisia vesistöjä, kun entinen järvimäinen patoallas poistuu ja ympäristö palautuu jälleen jokimaiseksi virtavedeksi. Jokiverkoston yhdistyminen ja jokijatkumon eheytyminen onkin erityisen tärkeää vaelluskaloille, jotka vaativat luonnollisen elinkiertonsa toteutumiseen vaellusyhteyttä erilaisten ympäristöjen välillä. Vaelluskalojen on kyettävä vaeltamaan esimerkiksi poikasena joesta mereen tai järveen ja aikuisena takaisin lisääntymään synnyinalueilleen. Vaellusyhteyksien tärkeys myös korostuu ilmastonmuutoksen seurauksena, sillä kalojen on vesistöstä riippuen mahdollisesti aiempaa useammin kyettävä siirtymään alueille, missä vielä riittää suojaa kuumuudelta sekä kuivuudelta (Heino ym. 2016).

Usein padon yläpuolisilla alueilla on historiallisesti esiintynyt vaelluskaloja ennen padon rakentamista. Padon poistamisen jälkeen eristyksissä tai laitosviljelyssä olleet kalat pääsevät palaamaan vanhoille elinalueilleen, mikäli alkuperäistä kalastoa on vielä olemassa (Kuvat 4, 5B). Vaellusyhteyden eheytyminen ja patoaltaiden vaihtuminen takaisin virtaavan veden jokieko-systeemeiksi vaikuttavatkin yleensä myönteisesti vaelluskaloihin (Lucas & Batley 1996, Nislow ym. 2011, Branco ym. 2017).

Vaikutukset lohikalakantoihin voivat olla moninaisia. Esimerkiksi Norjan Nidelva-joella kahden pienen ylivirtauspadon (molemmat noin 2,5 m korkeat) poistamisen jälkeen lohien (*S. salar*) kutupesien määrä kasvoi, mädin kuolleisuus laski sekä poikasten määrä ja laatu patoaltaiden alueella parani (Fjeldstad ym. 2012). Veden virtausnopeuden kasvaminen paransi paikallisia olosuhteita sekä mädille että kalanpoikasille, ja alueen haukien ja ahventen vähentyminen paransi lohien lisääntymismenestystä. Lisäksi aikuisten lohien määrä patopoistokohteesta ylävirtaan sijaitsevassa kalatiessä nousi moninkertaiseksi ja lohien saapumishuippu aikaistui yli kuu-kaudella. Saapumishuipun aikaistuminen viittaa pienpatojen toimineen vaellusta hidastavina esteinä. Näiden esteiden poistuminen on voinut myös säästää lohien energiavaroja mahdollis-

taen suuremman panostuksen jälkeläisiin, mikä näkyy mätikuolleisuuden laskuna ja poikasten määrän ja laadun parantumisena.

Tanskan Gudena- ja Villestrup-joissa havaittiin huomattavia parannuksia taimenen (*S. trutta*) lisääntymismenestyksessä pienpatojen poistamisen jälkeen (Birnie-Gauvin ym. 2017, 2018). Gudena-joessa pienen ylivirtauspadon (korkeus 2,4 m) poistaminen muutti entisen patoaltaan alueen Mossø-järveen vaeltavalle taimenelle sopivaksi elinalueeksi sekä loi vapaan kulkureitin padon yläpuolelle (Birnie-Gauvin ym. 2017). Aiemmin patoaltaassa havaittiin vain satunnaisia taimenyksilöitä, mutta vuosi padon poistamisen jälkeen alueella havaittiin purkua edeltäneeseen ajanjaksoon verrattuna yli 200-kertainen määrä vastakuoriutuneita poikasia ja kaksinkertainen määrä tätä vanhempia yksilöitä. Lisäksi vastakuoriutuneiden poikasten määrä padon alapuolella nousi yli kaksinkertaiseksi kolme vuotta poiston jälkeen.

Villestrup-joella kuuden pienen ylivirtauspadon (0,1–1,9 m) poistaminen kasvatti mereen vaeltavien taimenten määrän moninkertaiseksi (Birnie-Gauvin ym. 2018). Jo aiemmin yksinään tehty alimman padon poisto kasvatti smolttien määrän yli kolminkertaiseksi kolmessa vuodessa, ja loppujen patojen poistuttua määrä nousi yli kymmenkertaiseksi kolmessa vuodessa. Vaellusesteiden poistumisen, patoaltaassa tapahtuvan saalistuksen vähentymisen ja saatavilla olevan hyvälaatuisen lisääntymisalueen kasvamisen todettiin olevan meritaimenkannan lisääntymismenestystä parantavia tekijöitä. Myös Burroughs ym. (2010) havaitsivat Yhdysvaltojen Michiganin Pine River -joessa esiintyvän sisävesien taimenen runsauden kasvaneen koko joessa yli 2,5-kertaiseksi.

Vaikka kaikki padot eivät ole täydellisiä vaellusesteitä, ne voivat kuitenkin huomattavasti vaikeuttaa ja hidastaa etenkin pienikokoisten yksilöiden ja heikommin uivien lajien vaellusta. Näissä tapauksissa patojen poistamisella saattaa olla huomattavia vaikutuksia myös kalapopulaation kokorakenteeseen, kun osittaisen vaellusesteen aiheuttama kokovalinta poistuu. Esimerkiksi Yhdysvaltojen Rappahannock-joella 6,7 m korkean ylivirtauspadon poistamisen jälkeen amerikanankeriaiden (*Anguilla rostrata*) määrä kasvoi jopa 150 km päässä ylävirrassa (Hitt ym. 2012). Kasvun taustalla olivat pääasiassa pienikokoiset ankeriaat, ja havaintopaikoilla ankerioiden minimipituudet laskivatkin huomattavasti poiston seurauksena.

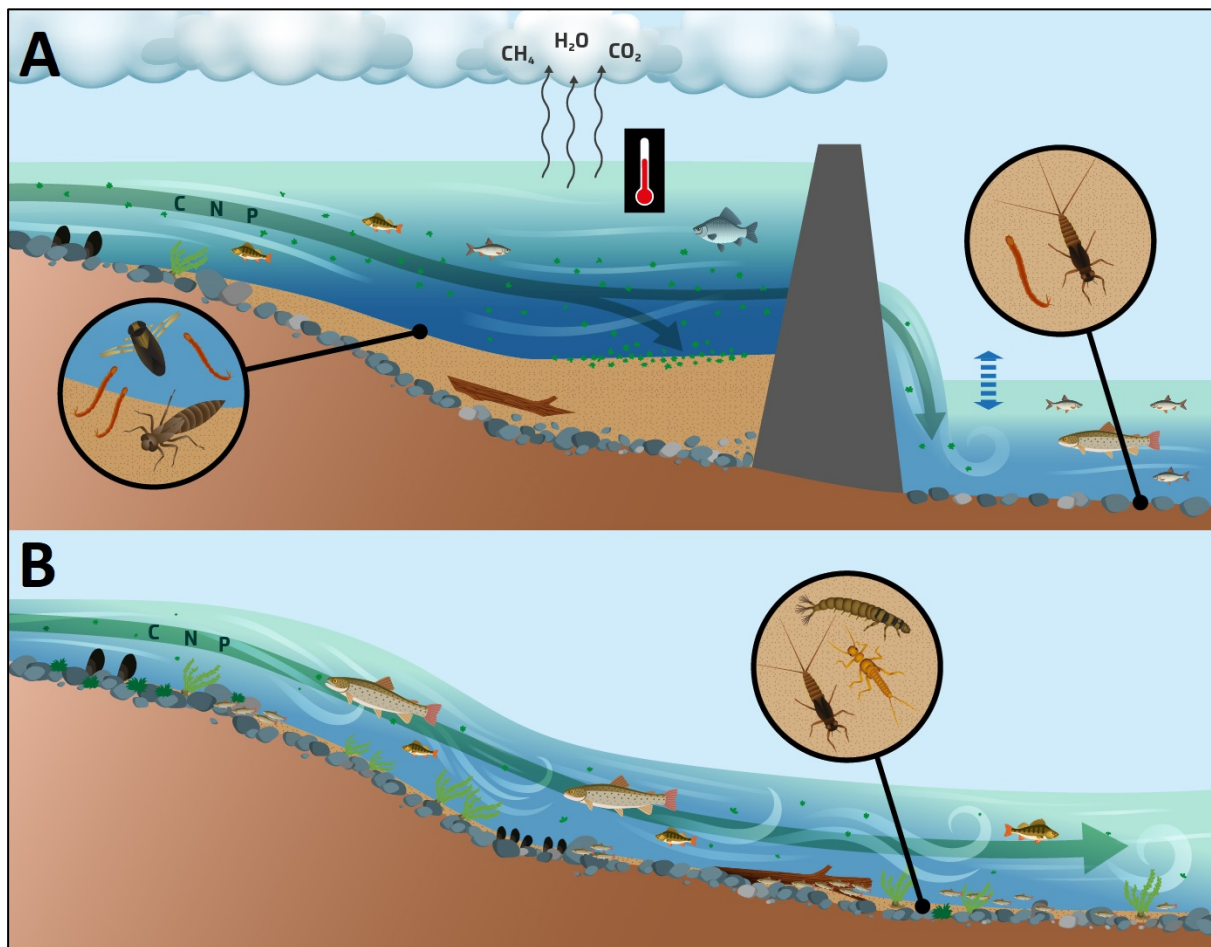
Padon rakentamisen ja vaellusyhteyden katkettua yläjuoksulle jää usein kalalajin paikallinen kanta, jos padon ohittaminen ei ole sen elinkierron kannalta täysin välttämätöntä. Vaellusesteen poistaminen mahdollistaa jälleen paikallisen kannan liikkumisen padon alapuolisiin vesistöihin sekä lisääntymisen uusien yksilöiden kanssa, jolloin kannan geneettinen monimuotoisuus vahvistuu (Quinn ym. 2017, Brenkman ym. 2019). Esimerkiksi Elwha-joella kahden padon yläpuolella yli vuosisadan eristyksissä ollut puronieriäkanta (*Salvelinus fontinalis*) hyödynsi mahdollisuuden vaeltaa alavirrassa sijaitseviin vesistön osiin ja mereen asti välittömästi patojen poistuttua (Quinn ym. 2017). Patojen poiston jälkeen populaatioon kuuluneiden puronieriöiden isotooppisuhteet, jotka kuvaavat kalojen käyttämän ravinnon lähteitä, olivat vastaavia kuin läheisessä patoamattomassa joessa. Brenkman ym. (2019) vahvistivat merisyönnöksellä käyneiden puronieriöiden palaavan Elwha-joen alimman padon juurelta ylimpiin latvavesiin (64 km matka) kolmen vuoden aikana. Epäselväksi kuitenkin jäi, olivatko merisyönnöksellä käyneet yksilöt lähtöisin padon ala- vai yläpuolelta.



Kuva 4. Isojoen meritaimen pääsee jälleen nousemaan kalatietä pitkin Villamon entisen padon yläpuolisille alueille. Kalaseurantojen tulokset ovat lupaavia jo ensimmäisen toteutusvuoden jälkeen padon poistamisesta (Luke.fi-uutinen 8.11.2019). Kuvat: Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus.

4.2.4. Vaelluskalat tuovat ravinteita myös latvavesien muille eliöille

Vaelluskalalajit tai niiden eri muodot tekevät syönnösvaelluksen merelle, jossa ne kasvavat nopeasti suurikokoisiksi hyödynnettyään meressä esiintyviä runsaita ravinnonlähteitä. Etenkin Tyynenmeren lohien (*Oncorhynchus* sp.) mukana jokisysteemien latvavesiin kulkeutuu paljon meriperäisiä ravinteita, jotka vapautuvat vesistöön kudun jälkeen kuolleiden kalojen hajotessa sekä jokeen laskettujen sukutuotteiden ja poikasten muodossa (Levy 1997, Wipfli ym. 1999, Gardner ym. 2013). Nämä ravinteet kasvattavat tuottavuutta ekosysteemin monilla tasoilla, sillä mm. mikrobit, selkärangattomat ja vaellus- sekä paikalliset kalalajit hyötyvät näistä ravinteista (Bilby ym. 1996, 1998, Kline ym. 1998, Minakawa ym. 2002, Wipfli ym. 1998, 1999, 2003). Esimerkiksi Yhdysvaltojen Alaskan Margaret Creek -vesistössä kokeellinen kuolleiden kyttyrälohien (*Oncorhynchus gorbusha*) lisääminen koalueiden yläpuolelle kasvatti alueen mikrobien ja selkärangattomien määriä (Wipfli ym. 1998, 1999) sekä nopeutti punakurkkulohen (*Oncorhynchus clarkii*) ja härkänieriän (*Salvelinus malma*) poikasten kasvua (Wipfli ym. 2003) kontrollialueisiin verrattuna. Nopeampi syksyinen kasvu ennen talvikautta johtaa lajien poikasten korkeampaan selviytymiseen ja siten parantaa näitä ravinteita hyödyntävien kalakantojen tilaa myös tulevaisuudessa. Vastaavia tuloksia on saatu myös Yhdysvaltojen Mainen Penobscot River -joella, jossa padon yläpuoliseen vesistöön istutetut lohienpoikaset (*S. salar*) kasvoivat verrokkejaan nopeammin, jos joessa oli kuolleiden lohien tuomia ravinteita (Guyette ym. 2013). Vaelluskalat tuovat mukanaan latvavesiin ravinteita myös sukusolujensa muodossa. Esimerkiksi merinahkiainen (*Petromyzon marinus*) on padon poiston jälkeen palannut kutemaan Yhdysvaltojen Mainen Penobscot River -joen yläjuoksulle, minkä ansiosta paikalliset petokalat ovat saaneet merinahkiaisen mädistä uuden ravinnonlähteen (Hogg ym. 2015).



Kuva 5. Kuvitteellinen esimerkki A) padotusta joesta, missä veden, sedimentin ja ravinteiden virtaus on heikentynyt. Etenkin padon yläpuolisesta patoaltaasta vapautuu kasvihuonekaasuja ja lämpötila on muuttunut, jolloin myös lajisto muistuttaa enemmän järvilajistoa kuin virtaavan veden lajistoa. Padon alapuolella veden korkeus vaihtelee, pohja on kovaa ja sedimenttiköyhää ja kalojen vaellus padon yläpuolelle on estynyt. Kuvassa B) pato on poistettu ja veden sekä aineiden virtaus on ennallistunut, jolloin elinympäristö on riittävän monipuolinen myös kalastolle sekä selkärangattomille. Vaelluskalojen paluusta alkuperäiseen elinympäristöönsä hyötyy myös jokihelmisimpukka. Kuva ei ole luonnollisessa mittakaavassa.

4.3. Selkärangattomien lajirikkaus kasvaa

Virtavesien selkärangattomien yhteisörakenne vaihtelee luontaisesti hitaasti virtaavampien suvantojen ja koskimaisten jaksojen välillä (Townsend ym. 1983, Townsend 1989, Death & Winterbourn 1995). Lajiston monimuotoisuuden kannalta avainhabitaatteja ovat tavallisesti virtapaikat ja esimerkiksi suomalaisissa jokivesistöissä niissä tyypillisesti kasvavat runsaat vesisammalkasvustot sekä isommat kivenlohkareet ja kaatuneet puunrungot. Nämä meso- ja mikrohabitaatit tarjoavat pohjaeläimille riittävästi suojaa virtaukselta ja saalistukselta (Kärnä ym. 2018). Tyypillistä virtavesilajistoa ovat koskikorennot, päivänkorennot ja vesiperhosten toukat (Hudson ym. 2012, Lancaster & Downes 2013).

Virtavesien lajit ovat herkkiä muutoksille, ja näiden lajien osuudet vähenevät vesistössä patoamisen jälkeen padon molemmiin puolin. Vastaavasti yleislajit, kuten surviaissääsken ja sudenkorentojen tai kovakuoriaisten toukat, menestyvät patoaltaissa paremmin (Mantel ym. 2010,

Vaikasas ym. 2013). Padotuissa vesistöissä yhteisörakenne muistuttaa enemmän suvantoalueiden ja jossain määrin jopa järvien lajistoa sekä patojen ylä- että alapuolella (Céréghino ym. 2002, Lessard & Hayes 2003, Camargo ym. 2005 Mantel ym. 2010). Padon poistamisen jälkeen on odotettavissa lajiston palautuminen lähemmäksi virtaaville vesille tyypillisempiä lajeja (Bushaw-Newton ym. 2002, Stanley ym. 2002). Joissain tapauksissa tuloksena voi olla myös uusi yhteisörakenne, jos entisen patoaltaan ja sen yläpuolisen vesistönsosan sekä padon alapuolisen vesistönsosan selkärangattomien sekoittuvat toisiinsa yksipuolistuneiden olosuhteiden seurauksena (Stanley ym. 2002, Hansen & Hayes 2012). Pohjaeläimet kuitenkin vastaavat padon poistamiseen erittäin vaihtelevasti jokiekosysteemistä riippuen, koska niiden esiintymistä voivat säädellä myös muut, laajemman mittakaavan tekijät (Doyle ym. 2003). Lisäksi pohjaeläimille on tyypillistä ylipäättään, että niiden eri lajiryhmät ja lajit reagoivat muutoksiin eri tavalla (Rabeni ym. 2005, Pollard & Reed 2003, Wang ym. 2020).

Carlsonin ym. (2018) meta-analyysin mukaan selkärangattomien lajimäärän entisen tason saavuttamisen tai jopa ylittämisen on havaittu kestävän keskimäärin noin 15–20 kk padon poistamisesta. Pienissä jokisysteemeissä (<20 m³/s) pohjalle kerääntynyttä sedimenttiä paremmin kestävät lajit lisääntyivät ajan myötä, kun taas suuremmissa jokisysteemeissä (>35 m³/s) EPT-lajit menestyivät paremmin. Suuremmissa jokisysteemeissä vapautuneet sedimentit todennäköisesti huuhtoutuvat alavirtaan nopeammin, jolloin pohjan rakenne ja vedenlaatu palautuvat nopeammin luonnontilan kaltaisiksi. Erityisesti pienissä jokisysteemeissä suositellaankin kiinnittämään erityistä huomiota sedimentin hallintaan, jotta selkä-rangaton yhteisöjen palautuminen olisi tehokkaampaa. Keskimäärin padon poistamisen todettiin olevan toimiva keino virtavesisysteemille tärkeiden EPT-lajien tiheyksien ja osuuksien sekä päästöherkkien lajien tiheyksien kasvattamiseksi.

Padon poistamisesta aiheutuvan virtaama- ja/tai sedimenttipiikin mukana voi huuhtoutua alavirtaan myös selkärangattomia (Cannatelli 2013). Lähimpien kuukausien aikana selkärangattomien lajimäärät ja yksilötiheydet voivatkin ensin laskea (Thomson ym. 2005, Orr ym. 2008, Chiu ym. 2013), mutta yleensä lajisto palautuu hetkellisestä häiriöstä tulevien vuosien aikana (Carlson ym. 2018). Selkärangattomien yksilötiheys voi myös pysyä muuttumattomana padon poistamisen jälkeen (Bushaw-Newton ym. 2002, Thomson ym. 2005), huomattavasti kasvaa padonpoistokohteenläheisyydessä (Casper ym. 2006) tai heikentyä (Renöfält ym. 2013). Toisinaan poiston vaikutukset ovat olleet vähäisemmät kuin alueilla muutoin havaittu luonnollinen vaihtelu (esim. Thomson ym. 2005, Gillette ym. 2016).

4.3.1. Simpukoiden veden puhdistuskyky on ilmiömäinen

Makean veden simpukoita on tutkittu usein patojen poistamisen yhteydessä. Niiden pitkä ikä, erityislaatuinen elinkierto kaloissa esiintyvine loisintavaiheineen sekä näyttävien kuorien ja helmien kulttuurinen arvo kiinnostavat monia. Ne ovat myös hyvin monimuotoinen ryhmä tietyissä Itä-Yhdysvaltojen ja joidenkin Kiinan alueiden jokivesistöissä (Cai ym. 2018, Vaughn 2018). Simpukoilla on myös tärkeä ekologinen rooli vesistöjen vedenlaadun ylläpitäjänä, sillä ne suodattavat vedestä ravinteita ja muokkaavat niistä muille eliöille helppokäyttöistä ravintoa (Vaughn ym. 2008, Bril ym. 2014, review Vaughn 2018). Niiden ekologisesta tärkeydestä huolimatta makean veden simpukat ovat yksi maailman vaarantuneimmista eliöryhmistä (Lydeard ym. 2004, Lopes-Lima ym. 2014), useimmiten seurauksena ihmistoiminnan erilaisista vaikutuksista vesistöön (Vaughn ja Taylor 1999, Dudgeon ym. 2006, Geist 2011, Lopes-Lima ym. 2017). Esimerkiksi padot rikkovat jokisysteemin jatkuvuutta ja vaellusyhteyttä vesistöissä, jolloin simpukoiden loisiville toukille elintärkeät isäntäkalat vähenevät tai jopa katoavat, mikä edelleen ajan myötä johtaa simpukkalajien sukupuuttoon. Patoaltaiden muuttuneet virtaus- ja

sedimenttiolosuhteet myös yksinkertaisesti tuhoavat simpukoille tärkeitä elinympäristöjä (Bogan 1993, Williams ym. 2008).

Makeiden vesien simpukkalajit ovat häiriöherkkiä, mikä yhdistettynä pitkään elinkiertoon tarkoittaa usein sitä, että ne palautuvat häiriön aiheuttamista vahingoista hitaasti (Sethi ym. 2004). Tästä syystä simpukoita huomioivat ennakkotutkimukset ja -toimenpiteet ovat padonpoiston suunnittelun tärkeitä osia pitkän aikavälin hyödyn saavuttamiseksi. Patoaltaan kuivuminen ja vaihtuminen virtaavaksi joeksi osittain vähentää simpukoiden suosimaa elinympäristöä, mutta huomattavaa kuitenkin on, että toukkien kiinnittymiseen sopivien isäntäkalojen määrä usein nousee vaellusesteen hävittyä. Lopputuloksena simpukoiden lisääntyminen yleensä vahvistuu pitkällä aikavälillä padon poistamisen jälkeen (Gottgens ym. 2009).

Padon poistamisen yhteydessä patoaltaan vedenpinta laskee usein nopeasti. Jos vedenpinta laskee liian nopeasti, simpukat eivät ehdi paeta alentuvaa vesirajaa liikkumalla syvemmälle, jolloin lähelle rantaa sijoittuneet simpukat altistuvat kuivumiselle ja saalistukselle (Sethi ym. 2004, Cooper 2011). Toisaalta padon alapuolella olevat simpukat voivat hautautua virtaaman kuljetamaan sedimenttiin (Sethi ym. 2004, Cooper 2011). Esimerkiksi Sethi ym. (2004) havaitsivat hiljattain kuolleita simpukoita hautautuneina 3,3 m korkean padon poiston seurauksena kulkeutuneeseen sedimenttiin jopa 1,7 km padosta alavirtaan. Hienojakoinen sedimentti heikentää soraikolle laskeutuessaan esimerkiksi soraikon sisällä elävien nuorten jokihelmisimpukoiden (*M. margaritifera*) hapen ja ravinnon saantia (Geist & Auerswald 2007, Österling ym. 2008).

Padon poistamisen haitalliset lyhyen aikavälin vaikutukset simpukoihin on mahdollista minimoida tai jopa välttää ottamalla huomioon paikalliset olosuhteet ennen padon poistoa ja suorittamalla ennakoivia toimenpiteitä. Pato voidaan purkaa vaiheittain, jolloin vedenpinta laskeutuu hitaasti ja simpukoilla on aikaa siirtyä pois kuivuivilta rannoilta. Patoaltaan sedimenttikertymää voidaan vähentää vaiheittain, ja alavirran hautautumisvaarassa olevat simpukat voidaan siirtää joen turvallisemmille osuuksille sedimenttipulssin ajaksi (Sethi ym. 2004).

4.4. Leväyhteisöt palautuvat nopeasti sedimenttipulssin jälkeen

Leväkasvustojen määrä yleensä vähenee padon poistamisen yhteydessä, mutta niiden lajikoostumus ei muutu merkittävästi (Orr ym. 2008, Thomson ym. 2005). Kiihtynyt sedimenttivirtaus irrottaa jokiuoman pinnoilta levää, ja virran mukana kulkeutuva tai myöhemmin ylävirrasta huuhtoutuva uusi leväkasvusto ei pysty tarttumaan pohjalle levittyvään hienoon sedimenttialnekseen (Newcombe & MacDonald 1991, Wood & Armitage 1997, Thomson ym. 2005). Vaikutus on selvempi entisestä padosta alavirtaan, mutta myös ylävirrassa levien määrä voi jonkin verran vähentyä (Thomson ym. 2005). Vaikutus on yleensä kuitenkin lyhytaikainen, sillä ensimmäisen sedimenttipulssin jälkeen olosuhteet tasoittuvat, pohjan väliaikaisesti peittävä hieno sedimentti huuhtoutuu pois ja ylävirrasta leviävät levät valtaavat uudelleen sopivia elinalueita (Bushaw-Newton ym. 2002, Stanley ym. 2002, Tullos ym. 2014).

Padon poistamisen ei ole havaittu vaikuttavan leviin pitkäaikaisesti. Tämä yleensä sen vuoksi, että olosuhteiden tasoittuessa levät kykenevät lisääntymään ja leviämään tehokkaasti käyttäen hyväkseen sekä vanhoja että uusia elinympäristöjä (Thomson ym. 2005).

Sedimenttipulssin aikana väliaikaisesti samentuneessa vedessä yhteyttäjäille tarjolla olevan valon määrä vähenee, mikä voi alentaa tuottavuutta kuvaavan klorofyllin määrää vedessä (Orr ym. 2008). Toisaalta sedimentin mukana vapautuvat ravinteet voivat vastavuoroisesti kasvattaa yhteyttäjäien tuottavuutta paikoissa, joissa virtaus on pysynyt maltillisena, alusta on vakaa ja valon määrä riittävä (Allan & Castillo 2007).

4.5. Padon poistamisen vaikutukset ovat havaittavissa myös valuma-alueilla

Patoaltaan vedenpinnan laskemisesta johtuva sedimentin kuivuminen paljastaa ravinteikasta maannosta maakasvillisuuden hyödynnettäväksi. Kasvillisuus valtaa entisen patoaltaan alta paljastuneen maa-alan nopeasti. Esimerkiksi Prach ym. (2019) havaitsivat uuden maan kasvillisuuden suksession olevan erityisen nopeaa ja lajikoostumuksen olevan lähimpänä alkuperäistä lajistoa erityisesti niillä alueilla, missä paljastunut sedimentti oli hienojakoista. Lisius ym. (2018) havaitsivat lähes kauttaaltaan alkuperäistä lajikoostumusta vastaavan kasvillisuuden vallanneen maa-alan jo viiden vuoden kuluessa. Alueella ei-toivottujen vieraslajien osuus oli odotettua vähäisempää. Lisäksi Orr ja Stanley (2006) havaitsivat uutta kasvillisuutta jo ensimmäisen kasvukauden aikana ja kasvillisuus myös kattoi erittäin suuren osan paljastuneesta alueesta. Luonnollisestikin alueella esiintyi sitä enemmän puita, mitä kauemmin padon poistamisesta oli kuluunut aikaa. Kuitenkin jopa 75 %:lla alueista esiintyi jotain vieraslajia, ja osassa alueista vieraslaji oli dominoivassa asemassa.

Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa padon poistamisen jälkeen palautuneet vaelluskalakannat tuovat latvavesiin mukanaan ravinteita, joita vapautuu etenkin kutuvaelluksen päätteeksi kuolevista kaloista (Helfield & Naiman 2001). Jokivarsilla kalastavat karhut kuljettavat saaliitaan ensin lyhyen matkaa pois joelta ja usein syövätkin kalat vain osittain (Gende ym. 2007). Hajotessaan rannoille kaloista vapautuu paljon ravinteita, etenkin orgaanista tyyppiä, jota rantakasvillisuuden lisäksi esimerkiksi monet selkärangattomat käyttävät hyväkseen (Drake ym. 2005, Gende ym. 2007). Nämä ravinnepulssit parantavatkin rantakasvillisuuden tuottavuutta ja kasvua, mikä puolestaan voi vaikuttaa positiivisesti myös kalastoon, sillä tihentynyt rantakasvillisuus usein myös parantaa vaelluskalojen lisääntymis- ja poikashabitaattien laatua (Helfield & Naiman 2001, Gende ym. 2007). Lisääntyvästä rantakasvillisuudesta myös tippuu jokiekosysteemiin enemmän lehtikariketta sekä maaselkärangattomia, jotka ovat virtavesiekosysteemien tärkeimpiä ravinnonlähteitä (Wallace ym. 1999, Baxter ym. 2005). Kasvillisuuden nopea lisääntyminen on hyödyksi myös rantasedimenttien eroosion estämisessä (Simon & Collison 2002, Prach ym. 2019). Alkuperäisen kasvilajiston istuttaminen patoaltaan alta paljastuneelle maa-alalle voi olla hyvä ratkaisu turvaamaan alkuperäislajiston nopea leviäminen ja vieraslajien välttäminen etenkin karkeamman sedimentin maa-alueilla.

Padon poistamisella voi olla myös epäsuoria vaikutuksia joen valuma-alueen lajistoon. Monelle joen varsilla ja koskipaikoilla kalastavat karhut ovatkin tuttu mielikuva vähintäänkin luontodokumenteista, ja esimerkiksi Yhdysvaltojen Kaakkois-Alaskassa on noin 40 nisäkäs- ja lintulajia, joille jokiin nousevat vaelluskalat ovat olennaisen tärkeä ravinnonlähde (Willson & Halupka 1995, Willson ym. 1998). Esimerkiksi Pohjois-Amerikan länsirannikon joissa *Oncorhynchus*-sukuisten vaelluskalojen palautuminen latvavesiin on lisännyt meriperäisten ravinteiden määrää koko ekosysteemissä, kasvattaen tuottavuutta sekä vesistöissä että sen ympäristössä (Tonra ym. 2015, 2016, Brenkman ym. 2019). Padonpoistojen jälkeen merestä kalojen mukana saapuneet rikkaat hiilen ja typen isotoopit (^{13}C ja ^{15}N) ovat levinneet ensimmäisen vuoden aikana niitä ravintonaan käyttävien latvavesien lintuihin, vaikuttaen positiivisesti myös alueen lintulajiston tiheyteen, lajirikkauteen ja selviytymiseen (Tonra ym. 2015, 2016, Wagner & Reynolds 2019).

4.6. Padon poistamisen haitalliset ekologiset vaikutukset

4.6.1. Vieraslajien leviämistä ei toivota

Patojen poistaminen voi mahdollistaa myös ei-toivottujen vieraslajien, petojen tai kalankasvatamoista karanneiden yksilöiden vaeltamisen uusille alueille (McLaughlin ym. 2013, Quinones ym. 2015). Esimerkiksi Yhdysvaltojen ja Kanadan Suurilla järvillä monet padot estävät alavirtoihin ilmestyneen vieraslajin, merinahkiaisen (*P. marinus*) pääsyn järviin, jossa sen loisinta voisi aiheuttaa huomattavaa haittaa paikallisissa lohikalapopulaatioissa (Lavis ym. 2003, McLaughlin ym. 2007, Pratt ym. 2009). Joissain tapauksissa patoja on rakennettu, jotta arvostetut alkupe- räislajit voitaisiin pitää erillään vieraslajeista, jotka voivat kilpailun tai geenivaihdon kautta haitata tai muokata alkuperäistä kantaa (Novinger & Rahel 2003, Fausch ym. 2008).

4.6.2. Leviävätkö taudit ja loiset?

Seisovan veden patoaltaat voivat olla otollista ympäristöä loisten leviämiselle. Padon poistaminen muuttaa loisten suosiman elinympäristön niille epäsuotuisaksi vähentäen loisten määrää ja niiden haitallista vaikutusta kaloihin (Yamada ym. 2017). Kuitenkin pelko vaeltavien kalojen mukana leviävistä kalataudeista padon poistamisen jälkeen on varsin yleistä (mm. Brenkman ym. 2008, Atkinson & Bartholomew 2010, Hurst ym. 2012, Schakau ym. 2019).

Yhdysvaltojen Washingtonin Elwha-joella mm. renibakteerin (*Renibacterium salmoninarum*) ja infektiiosin hematopoeettisen nekroosiviruksen (IHNV) pelätään leviävän ylävirtaan ja aiheuttavan huomattavia tappioita pitkään eristyksissä olleissa kuningaslohen *Oncorhynchus tshawytscha* populaatioissa (Brenkman ym. 2008). Näiden tautien leviämisestä padonpoiston seurauksena ei ole näyttöä, mutta Yhdysvaltojen Oregonin Deschutes River -joella kuningaslohen ylisiirrot padon yläpuolelle ovat silmämääräisten havaintojen mukaan lisänneet *Ceratomyxa shasta* -rakkoloision esiintyvyyttä padon yläpuolisessa vesistöissä (Hurst ym. 2012).

Padon poistaminen voi myös vähentää loisten leviämistä. Yhdysvalloissa Pennsylvanian Manatowny Creek -joessa ennen padon poistoa patoaltaassa havaittiin kaloihin kiinnittyvää ankku- rimatoa (*Lernaea* sp.) tai sen kiinnittymisjälkiä noin 10 % kaloista. Padon poistamisen jälkeen havaintoja oli enää 1,1 prosentissa kaloista. Muutoksen syinä olivat todennäköisesti loiselle herkkien kalalajien väheneminen ja kalojen lähikontaktien vähentyminen, jolloin loisen leviäminen virtaavassa vedessä vaikeutui (Bushaw-Newton ym. 2002).

Rapuruton leviäminen joissa ylävirtaan on monissa tapauksissa pysähtynyt jopa vain 50 cm korkuiseen patoon (Kozubíková-Baraclová ym. 2014). Aina eivät rapujen kulkuesteetkään kuitenkaan riitä taudin leviämisen ehkäisemiseen. Rapuruton on havaittu 'hyppäävän padon yli' eli leviävän todennäköisesti joko ihmisen avustamana (Kozubíková-Baraclová ym. 2014) tai kulkeutuvan muiden eliöiden mukana (Collas ym. 2016).

5. Tarve patojen poistamiselle Suomessa

Vaelluskalat tyypillisesti lisääntyvät virtavesissä, mistä ne vaeltavat syönnösvaellukselleen mereen tai järveen, ja sieltä takaisin poikasalueilleen lisääntymään. Ilman vaellusyhteyttä vaelluskalojen luontainen elinkierto ei pääse toteutumaan. Vaelluskalojen kannalta pato onkin vaelluseste tai hidaste sen käyttötarkoituksesta riippumatta. Rakenteen suuruudesta ja sijainnista riippuu, miten merkittävä vaelluseste se on. Suomessa mahdollisia vaellusesteitä ovat siis sekä vesivoimatuotantoon liittyvät patorakenteet, mutta myös lukuisat myllypadot, uittosuisteet, säännöstelypadot, tierummut ja muut rakenteet.

Suomessa on noin 21 000 jokikilometriä (valuma-alue >100 km²). Valtaosa joistamme on jollakin tavalla säännösteltyjä. Jokien lisäksi meillä on vesilain mukaisia puroja (valuma-alue <100 km²) asiantuntija-arvioiden mukaan noin 130 000 km.

Valtakunnan verkkoon sähköä tuottavia vesivoimalaitoksia on Suomessa noin 200–250 kpl (Kauppa- ja teollisuusministeriö 2005, Motiva 2021). Kauppa- ja teollisuusministeriön (2005) mukaan laitoksia on 207 kpl, joista minivesivoimalaitoksia (teho alle 1 MW) on 67, pienvesivoimalaitoksia (1–10 MW) 83 ja yli 10 MW vesivoimalaitoksia 57. Suomen vesivoimatehosta minivesivoimalaitosten osuus on noin 1 %, pienvesivoimalaitoksen 9 % ja yli 10 MW vesivoimalaitosten 90 % (Kauppa- ja teollisuusministeriö 2005).

Näiden yleisemmin tunnettujen vesivoimalaitoksien lisäksi vesistöissämme on yli 500 rakennetta, joiden käyttötarkoituksen merkintänä on vesivoima. Suurin osa näistä kohteista on alle 0,1 MW tehoisia, kotitarvekäyttöön sähköä tuottavia laitoksia. Vesien säännöstelyyn liittyy myös muita rakennelmia, ja VESTY-tietokannasta ´pato`-merkinnällä olevia rakenteita onkin yhteensä noin 5 200 kpl. Tästäkin lukumäärästä puuttuvat vielä esteellisyyden kannalta merkittävät rumpurakenteet, sulut ja uittoa varten tehdyt rakenteet. Useat näistä vesistö rakenteista ovat ajan kuluessa menettäneet alkuperäisen tarkoituksensa, eikä niitä hyödynnetä enää taloudellisesti. Rakenteiden kunnossapidosta ja muusta ylläpidosta voi aiheutua niiden omistajille kustannuksia. Erityisesti näissä käytöstä poistuneissa kohteissa patojen purkaminen ja alueen ennallistaminen vesieliöstölle soveltuvaksi voisikin olla toteuttamiskelpoinen vaihtoehto.

Suomessa on tiheä tieverkosto, joten jokia ja puroja ylittäviä teitä on Suomessa huomattava määrä. Yksittäisillä kohdealueilla tehtyjen selvitysten mukaan Suomen tieverkostossa voi olla karkeasti arvioituna noin 90 000 vesistön ylittävää tierumpua (Eloranta & Eloranta 2016). Rumpuista jopa kolmasosan on arvioitu aiheuttavan täydellisen ja joka toisen ajoittaisen/osittaisen liikkumisesteen kaloille, muille vesieliöille tai maaeläimille (Moilanen & Luhta 2018).

Pääministeri Marinin hallitusohjelman mukaisesti maa- ja metsätalousministeriö on käynnistänyt NOUSU-vaelluskalaohjelman, minkä tavoitteena on parantaa vaelluskalojen elinolosuhteita ja ennallistaa vaelluskalakantojen luontaista lisääntymistä Suomen virtavesissä. Ohjelman yksi päätavoitteista on vaellusesteiden purkaminen ja kalojen lisääntymisaluiden ennallistaminen. Vaellusesteiden purkamista tehdään myös mm. ympäristöministeriön rahoittamassa Helmielinympäristöohjelmassa. Muun muassa nämä ohjelmat tukevat osaltaan Euroopan komission uuden biodiversiteettistrategian tavoitetta vapauttaa 25 000 jokikilo-metriä Euroopassa purkamalla vaellusesteitä ja kunnostamalla tulvatasanteita (EU 2030 Biodiversity Strategy).

Patojen poistamiseen saattaa jatkossa vaikuttaa myös käynnistymässä oleva vesilain päivitystyö. Mikäli päivitys etenee kaavailulla tavalla, näille niin sanotuille "nollavelvoite-laitoksille" voidaan hakea vesilupa muutosta ja määritellä jälkikäteen velvoite kompensoimaan vesivoimatuotannosta kalastolle aiheutuvia haittoja. Valtaosa näistä nollavelvoite-laitoksista on pieniä voimalaitoksia.

Suomessa on jo purettu tai muutoin muokattu kymmeniä pienempiä patoja ja lukuisia teiden ylityksiä kalojen vapaan kulun ennallistamiseksi. Hieman isommista padoista on meillä poistettu esimerkiksi Isojoen kunnassa sijaitseva Villamon pato vuonna 2018 ja Vantaan Tikkurilankosken pato vuonna 2019, missä molemmissa oli tavoitteena ennallistaa meritaimenen vaelluslajin luontaisille lisääntymisalueille. Patojen poistoja on toteutumassa esimerkiksi Hiitolanjoella, missä poistetaan Kangaskosken, Lahnaskosken sekä Ritakosken padot vuosina 2021–2023. Patojen poistaminen tulee aukaisemaan erityisesti Laatokan järvilohen vaellusyhteyden sen Suomen puoleisille alkuperäisille lisääntymisalueille. Lisäksi mm. Louhikosken voimalaitoksen purkamisen tulee aukaisemaan Saramojoen vesistön Pielisen järvitaimenille. Sotkamossa sijaitseva Sapsokosken voimala on purettu v. 2020 ja Savonrannan Vuokalankosken voimalan säännöstelypadot purettiin seuraavana vuonna. Viimeisimpänä kohteena on uutisoitu Kuusinkijoen Myllypadon ehdollisesta purkamisesta v. 2022 Kuusinkijoen taimenen elinympäristön ennallistamiseksi.

Tämän raportin B-osion tarkoituksena oli laatia esimerkki vesivoimatuotantoon liittyvien pienpatojen purkamiseen liitettävästä ekologisesta priorisoinnista. Tavoitteena priorisoinnissa on kohdistaa vaellusesteiden purkamisen ensimmäisenä niihin vaellusesteisiin ja vesistöihin, joilla saavutettaisiin mahdollisimman suuri ekologinen hyöty vaelluskalojen lisääntymisen ja luonnonkierron vahvistamisen kannalta. Selvityksen kohdelajiksi valittiin taimen, koska siitä oli saatavilla kattavimmin lajin esiintymistietoja.

Käytännössä pienpatojen purkamispäätöksiin vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin niistä saavutettava ekologinen hyöty. Toiminnanharjoittajan tulee olla myötämielinen vesivoimatuotannosta luopumiseen tai muun toiminnan tulee olla taloudellisesti vähämerkityksellistä. Pienikin vesivoimalaitos saattaa olla sen yksityisomistajalle taloudellisesti merkitsevä, vaikka sillä ei olisiakaan yhteiskuntataloudellista merkitystä. Rakenteilla tai toiminnalla saattaa olla myös merkitystä kulttuuriperinnön säilyttämisen kannalta. Ekologisten vaikutusten lisäksi patojen poistamisella saattaa olla vaikutuksia myös valuma-alueen maankäyttöön, hydrologiaan ja tulva- ja kuivuusriskeihin. Patojen poistamishankkeilla on paljon yhtäläisyyksiä säännöstelyn kehittämishankkeisiin, joihin liittyviä kehittämisselvityksiä on Suomessa tehty viime vuosina useita.

B-osion ei ole tarkoitus olla kattava opas kaikista patojen purkamiseen vaikuttavista seikoista, vaan siinä on korostettu toiminnan ekologista merkitystä. Virtavesien vapauttamista patoja purkamalla kuitenkin perustellaan usein myös tulevilla matkailullisilla ja virkistyskäyttöön liittyvillä taloudellisilla hyödyillä, mutta näistä ei ole aikaisemmin julkaistu helposti saatavilla olevaa tutkimustietoa. Tämän vuoksi täydensimme B-osiota lyhyellä katsauksella yleisesti virkistyskalastuksen käyttöarvon arvioinnista ja arvioimme esimerkinomaisesti Saramojoen virkistyskalastuksen käyttöarvon muuttumista saatavilla olevien tietojen perusteella. Lisäsimme myös osuuden pienten voimalaitosten nettonykyhyödyn taloudellisesta kannattavuusarvioinnista.

Patojen purkamisen haasteena on jäykät lupakäytännöt sekä rahoituksen puute. Tietoa on olemassa, mutta se on hajallaan konsulteilla, yhdistyksillä, viranomaisilla, tutkimuslaitoksilla ja toiminnanharjoittajilla, ja tätä asiantuntemusta on haasteellista yhdistää mahdollisesti vuosiakin kestäviin padonpurkuhankkeisiin.

6. Käytetyt aineistot ja niiden rajoitteet

Työssä käytettiin olemassa olevia aineistoja Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämistä VESTY-tietokannasta (Suomen ympäristökeskus 2020a), vesienhoidon vesimuodostuma-aineistosta (Suomen ympäristökeskus 2020b) sekä Luonnonvarakeskuksen hallinnoimasta koekalastus-rekisteristä (Luonnonvarakeskus 2020a). Soveltuvien osien tietoja tarkennettiin ELY-keskuksilta saaduilla asiantuntija-arvioilla sekä olemassa olevilla kirjallisuustiedoilla.

Tietokannat on alun perin rakennettu vesienhoidon tarpeisiin, joten niiden sisältämät tiedot ja yhdistämismahdollisuudet osoittautuivat varsin rajallisiksi (Kuva 6). Aineistojen yhdistäminen jouduttiin tekemään manuaalisesti. Lisäksi tietokantojen soveltuvuus laajempiin tarkasteluihin on täysin riippuvainen niiden sisältämien tietojen päivitystasosta, missä oli huomattavia puutteita.

Näiden isojen käytännön haasteiden vuoksi työtä painotettiin enemmän ekologisen priorisoinnin esimerkinomaiseen kuvaamiseen ja esimerkkitapauksien esittelyyn varsinaisten potentiaalisten poistokohteiden kartoittamisen sijaan. Tähän selvitykseen käytetyt aineistot kerättiin edellä mainituista tietokannoista toukokuussa 2020, joten sen jälkeen tietokantoihin tehdyt päivitykset eivät ole tässä työssä mukana.

6.1. Vaellusesteet

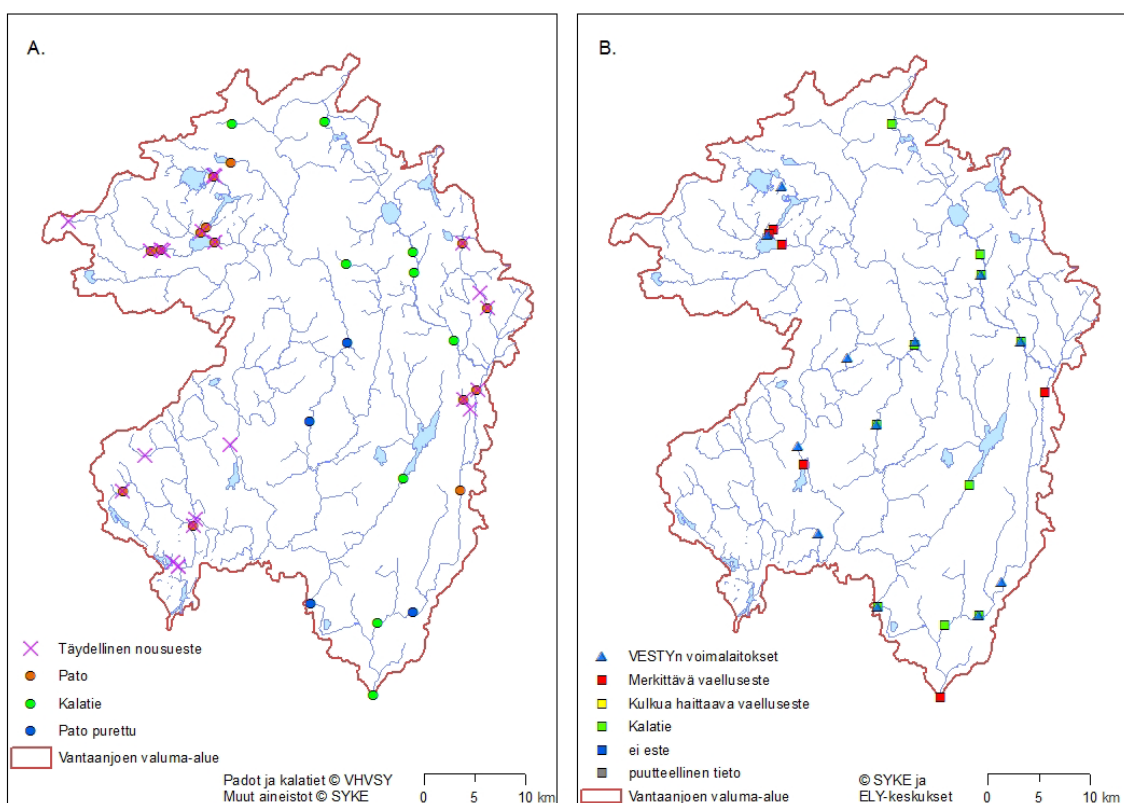
Potentiaaliset vaellusesteet haettiin VESTY-tietokannasta. Tietokannan perusteella vesistöisämme on yhteensä 709 vesistö-rakennetta, jonka merkintänä on ´vesivoimalaitos`. Osa näistä laitoksista on jo poistunut käytöstä tai ne eivät muutoin aiheuta vesieliöstölle haittaa, mutta vanhentuneinkin useat niistä voivat olla kalastolle vaellusesteitä. Tietokannassa ollut merkintä ´poistettu` tai ´purettu` ei varsinaisesti vielä kerro mitään sen toimimisesta kalojen vaellusesteenä, joten myös näillä merkinnöillä varustetut rakenteet on huomioitu tässä työssä. VESTY-tietokannassa on mainittu erikseen myös arvio rakenteen vaellusesteellisyydestä, mutta tämä arvio on linkitetty tietoon padoista, ja sen yhdistäminen vesivoimalaitoksiin on hankalaa. Vesivoimalaitosta ja patoa ei pysty järjestelmässä yhdistämään keskenään, koska padot ja niitä koskevat arvot esteellisyydestä ovat eri järjestelmissä kuin voimalat.

Vesien säännöstelyyn liittyy voimalaitosten lisäksi myös muita rakennelmia ja erillisiä patoja. VESTY-tietokannan perusteella ´pato`-merkinnällä olevia rakenteita on yhteensä noin 5 200 kpl, sisältäen rakenteita, joiden tilasta ei ole tietoa, ovat osittain tai kokonaan purettuja tai jopa jääneet toteutumatta. Käytössä tai käytöstä poistettuna (paikallaan) olevia kohteita on noin 3 800 kpl. Lukumäärästä puuttuu vielä esteellisyyden kannalta merkittäviä rakenteita, kuten rumpurakenteet, sulut ja uittoa varten tehdyt rakenteet. Vesieliöstön vaelluksen estäviä rakenteita on siis huomattavasti enemmän kuin vain vesivoimalaitokset ja tietojärjestelmän ´pato`-merkinnällä olevat rakenteet. Vaelluskalojen kulun ennallistamisen kannalta tarkoituksenmukaisinta olisikin ollut käyttää priorisoinnissa tätä laajempaa aineistoa. Tätä ei kuitenkaan voitu tehdä, koska laajempi aineisto sisältää vielä liian suuria epävarmuuksia liittyen vaellusesteiden olemassaoloon.

Rajoitimme selvityksen niihin kohteisiin, joiden merkintänä on tietokannassa vesivoima. Näissä kohteissa on 709 rakennetta, ja niidenkin osalta on syytä pitää mielessä, että osa rakenteista saattaa olla käytöstä poistettuja, romahtaneita entisiä rakenteita, ja aineistosta voi myös puuttua uusia rakenteita, joita ei ole VESTY-tietokantaan päivitetty. Tämän vuoksi selvityksessä

esitellään kohteita yleisesti karttapohjaisina tarkasteluina, ja ainoastaan muutamia kohteita nostetaan esille esimerkinomaisesti.

Kohteiden todentamistyö on meneillään kaikissa ELY-keskuksissa 'Patokartoitus'-hankkeessa, ja kohteiden tulisi olla päivitettyinä VESTY-tietokantaan vuoden 2021 loppuun mennessä. Päivitystyö siis valmistuu vasta tämän työn toteutumisen jälkeen. Tämän vuoksi tässä selvityksessä esitettyihin karttoihin ja lukumääriin tulee suhtautua varovaisuudella.



Kuva 6. Havainnollistava esimerkki valtakunnallisen tietokannan sisältämistä puutteista: A) tarkennettu tieto Vantaanjoen valuma-alueen vaellusesteistä (Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys 2020, sähköpostitiedonanto 13.11.2020), B) VESTY-tietokannan sisältämä tieto samalta alueelta. Eroavaisuuksia löytyy voimalaitoksien määrässä, sijainnissa sekä esteellisyyksiedoissa.

6.2. Vesistöjen ekologiset tilatiedot

Vesistöjärjestelmien ekologiset tilatiedot haettiin vesienhoidon vesimuodostuma-aineistosta niiltä osin, kuin vesistöille oli määritetty vesimuodostumat. Rakenteita, joille saatiin vesimuodostumatieto sekä vesipuidedirektiivin mukainen ekologinen tilaluokittelutieto järjestelmästä, oli yhteensä 581 kpl. Osa aineiston rakenteista sijaitsi kuitenkin vesistöalueilla, joille vesimuodostumatietoa ei ole saatavilla (yleensä pieniä, valuma-alueeltaan < alle 100 km²). Lisäksi noin 15 % padoista oli voimalaitoksia, joiden sijaintitiedossa ei ollut koordinaatteja annettuna, jolloin vesimuodostuman määrittäminen jouduttiin tekemään karttatarkastelulla tai paikallistuntemuksen perusteella jokaiselle kohteelle erikseen.

Virtavesien ekologinen tila muodostuu pääsääntöisesti ekologisten, fysikaaliskemiallisten ja hydromorfologisten (HyMo) muuttujien yhtenäisestä keskimääräisestä arviosta. Fysikaalis-kemialliset sekä hydrologista ja morfologista muuttuneisuutta kuvaavat tekijät ovat biologisia laatutekijöitä tukevia suureita. Niiden rooli on suuri vesimuodostumissa, joista ei ole edustavaa tietoa biologisesta tilasta. Arvion tekemiseen vaikuttavat vesistöä kuormittavat paineet, kuten kuormitus valuma-alueelta, vesistön säännöstely, uomien perkaaminen ja esteellisyys.

Jos esimerkiksi vesistön vedenlaatu olisi vähintään hyvässä tilassa, olisi luontevaa etsiä patojen purkukohteita niistä vesistöistä, joiden suurin painetekijä tulisi esteellisyydestä tai säännöstelystä. Tällä tavalla vaellusesteen poistamisella olisi ainakin käytettävissä olevien aineistojen perusteella parhaat edellytykset ennallistaa vaelluskalojen luonnollista elinkiertoa ja parantaa ekologista tilaluokitusta. Näin sellaiset vesistöt, joiden ekologinen tila on heikentynyt juuri kyseisen esteen vuoksi, voisi nousta tarkasteluissa esiin. Toisaalta, jos vedenlaatu on niin heikko, ettei ekologisen tilan nostaminen esteellisyyden poistolla ole mahdollista, ei kyseinen kohde tulisi priorisoiduksi.

Näiden painetekijöiden keskinäisiin painotuksiin vaikuttaa kuitenkin vesimuodostumien pituus ja niissä esiintyvät esteet. Joissakin tapauksissa painetekijänä voi olla yksittäinen pato, ja toisissa tapauksissa painetekijä voi muodostua useista pienemmistä padoista tai uoman voimakkaasta perkauksesta. Näistä painetiedoista onkin haastavaa erottaa yhtä yksittäistä ja selkeintä tekijää, koska niitä on vesimuodostumien kohdalla mainittuna yleensä useita. Painetietojen avulla ei siis voida tehdä suoria johtopäätöksiä kohteen potentiaalista vaelluskalojen tai luontaisesti paltuvien virtavesiekosysteemien kannalta, joten selvityksessä päädyttiin huomioimaan ekologinen tila kokonaisuudessaan, mitä tarkasteltiin kohdekohtaisesti.

6.3. Taimenten esiintymistiedot

Priorisoinnin kohdelajiksi valittiin taimen, koska siitä on kertynyt laajimmin aineistoja sekä sisävesi- että rannikkoalueilta koekalastuksien yhteydessä. Koekalastusrekisteriä ylläpidetään EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (VPD) toimeenpanon ja kalaseurantojen tiedonhallinnan parantamiseksi. Koekalastuksia tekevät Luken lisäksi mm. ELY-keskukset, vesien-suojeluyhdistykset, alan konsulttiyritykset, kalatalouskeskukset ja kalatalousalueet. Raporttia kirjoitettaessa rekisteriin oli tallennettu koekalastuksia hieman yli 1000 sisävesihavaintoalueelta ja noin 85 rannikkovesihavaintoalueelta, mutta tiedot lukumääristä päivittyvät jatkuvasti. Rekisteriin voivat tallentaa tietoja kaikki tahot, joille on myönnetty tallentajan tunnukset. Tietoja ovat rekisteriin tallentaneet muun muassa ELY-keskukset, Luke, konsultit, yliopistot, kalatalousalueet, vesien-suojeluyhdistykset sekä ympäristöjärjestöt.

Koekalastusrekisterin tietojen päivittämisessä on osoittautunut haasteelliseksi erityisesti vanhempien, ennen rekisterin perustamista vuonna 2009 kerättyjen aineistojen täydentäminen. Pääsääntöisesti aineistoja löytyy rekisteristä vasta 2000-luvulta lähtien, ja tietopuutteita tässä selvityksessä voi olla myös aivan viimeaikaisten koekalastusten osalta, mikäli ne on täydennetty rekisteriin kesän 2020 jälkeen. Taimenhavaintojen puuttuminen tietystä vesistöistä tai jonakin tiettyinä vuotena voi siis johtua paitsi siitä, ettei taimenta ole koekalastuksissa saatu, myös tietojen puutteellisuudesta.

Koekalastusrekisteriin on merkitty taimenten alkuperä (istutettu, luontainen) ja ikä hyvin vaihtelevasti. Valtaosalla havaintoja tieto alkuperästä puuttuu. Yleensä poikasten ikää ei ole määritetty tai se on annettu liian epämääräisesti tämän selvityksen tarkoituksia ajatellen. Poikaset päädyttiinkin yhdistämään alkuperän suhteen ja poikasiksi määriteltiin yksilöt, joiden pituus oli

alle 20 cm koekalastusrekisterissä esitetystä tai puuttuvasta ikäluokasta riippumatta. Selvitykseen sisällytettiin ainoastaan ensimmäisen pyyntikerran sähkökalastustiedot, joiden perusteella laskettiin havaintojen lukumäärän keskiarvo vuosikymmenien (2000- ja 2010-luvut) ajalta vesimuodostumakohtaisesti.

6.4. Virtavesiuomien tarjoaman lisääntymispinta-alan määrittäminen taimenelle

Taimenen lisääntyminen edellyttää ympäristöltä riittävää vedenlaatua, virtaavaa vettä ja sopivan pohjarakenteen (Louhi ym. 2008). Yleensä taimen kutee alueilla, joilla on vesisyvyyttä 15–45 cm ja virrannopeutta 20–55 cm/s. Kutusoraikon raekoko on keskimäärin 16–64 mm. Meri- ja järvitaimenen lisääntymisjokien poikastuotantoalueiden pinta-aloja on joiltain osin esitetty mm. Kalatiestrategian taustaselvityksissä (Sutela ym. 2012).

Patojen poistamisen priorisointia on tehty aikaisemmin esimerkiksi Etelä-Ruotsissa Hedströmenin valuma-alueella (Törnblom ym. 2017), missä lisääntymispinta-alan karttatarkasteluissa käytettiin uoman leveyttä ja kaltevuutta, mitkä kertovat karkealla tasolla sekä veden virtausnopeudesta että mahdollisesta pohjan rakenteesta. Mitä leveämmästä joesta on kyse, sitä alhaisempi kaltevuus riittää täyttämään taimenen lisääntymisaluiden vaatimukset veden virtausnopeudelle. Esimerkiksi isommissa jokivesissä vähintään 0,1 % kaltevuus riittäisi täyttämään lisääntymisaluan vaatimukset, kun taas pienemmissä, noin metrin leveissä puroissa tarvitaan 0,4–0,5 % kaltevuus. Raja-arvoksi potentiaalisille taimenen lisääntymisalueille Törnblom ym. (2017) esittävät 0,25 % kaltevuutta mitattuna 30 m matkalla.

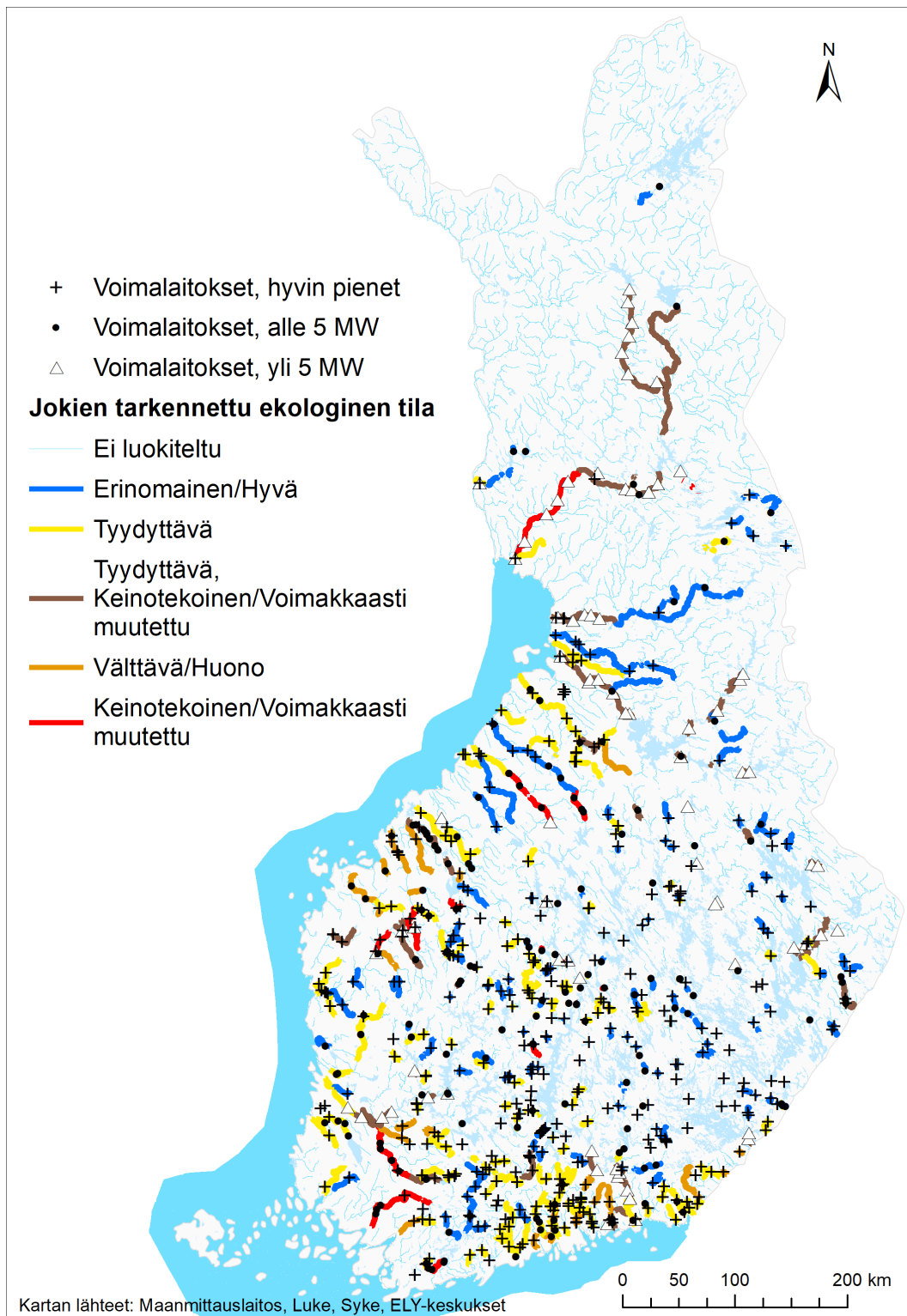
Tässä selvityksessä soveltuvia lisääntymispinta-aloja selvitettiin esimerkinomaisesti kahdesta kohteesta olemassa olevien tietojen avulla, eikä varsinaisiin maastokäynteihin ollut mahdollisuutta. Kohteiden korkeustieto saatiin Maanmittauslaitoksen 2 metrin korkeusmallista (Maanmittauslaitos 2020), joka on kaikille avoin aineisto.

7. Padon poistamisen ekologinen priorisointi

Tarkastelussa oli mukana 79 teholtaan yli 5 MW:n, 166 alle 5 MW:n ja 452 hyvin pientä, alle 1 MW:n laitosta (Kuva 7). Suurimmat vesivoimalaitokset sijaitsevat pääosin voimakkaasti muutetuissa tai tyydyttävässä tilassa olevissa vesimuodostumissa. Pienemmät voimalaitokset painotuvat Etelä-Suomeen, ja niitä on useita tyydyttävässä, huonossa tai välttävässä tilassa olevissa vesimuodostumissa. Hyvin pieniä voimalaitoksia sijaitsee myös vähintään hyvässä tilassa olevissa vesimuodostumissa.

Ekologiselta tilaltaan vähintään hyvässä tilassa olevia vesimuodostumia voidaan pitää lähtökohtaisesti ensisijaisina kohteina, joissa vaelluskalapopulaatioiden ennallistamiselle olisi riittävät edellytykset vaellusesteiden poistamisen kautta myös muiden ympäristöolosuhteiden kannalta. Myös tyydyttävässä tilassa olevissa vesimuodostumissa saattaa olla runsaasti mahdollisuuksia ennallistaa vaelluskalapopulaatioita. Vastaavasti tyydyttävää huonompaan tilaan luokitellut vesimuodostumat eivät välttämättä ole tuloksellisimpia kohteita patojen poistamisen suhteen juuri tällä hetkellä, koska muu vesiympäristö ei ole niissä vielä riittävän hyvä tukemaan vaelluskalapopulaatioiden luonnonkierron ennallistamista. Näissä vesimuodostumissa olisi ensisijaisesti tarpeellista toteuttaa erityisesti vedenlaatua parantavia toimenpiteitä.

Vaikka tämä työ rajautuikin vesimuodostumiin, joille oli saatavilla myös ekologinen tilaluokittelutieto, on syytä muistaa, että erityisesti taimenen lisääntymisalueet voivat sijaita latvapuroissa ja sivujoissa, joiden vedenlaatu saattaa poiketa merkittävästi pääuoman vedenlaadusta. Useimmat näistä pienistä uomista eivät ole mukana vesien luokittelussa niiden pienuuden vuoksi, mutta niiden merkitys erityisesti taimenen lisääntymisalueina voi olla huomattava. Esimerkiksi Vantaanjoella on tehty laajamittainen lisääntymisalueiden ja pienten vaellusesteiden kartoitus (Kuva 6). Vaikka vesistöä on purettu tai ohitettu kaikki pääuoman padot, on vesistön kokonaispotentiaalista arvioitu silti olevan noin 27 % vaellusesteiden takana. Koko vesistön kartoitettujen virtapaikkojen pinta-alasta on 12 % puroissa, mutta nämä muodostavat jopa 30 % kokonaistuotantopotentiaalista (Oula Tolvanen, sähköpostitiedonanto 4.3.2021).



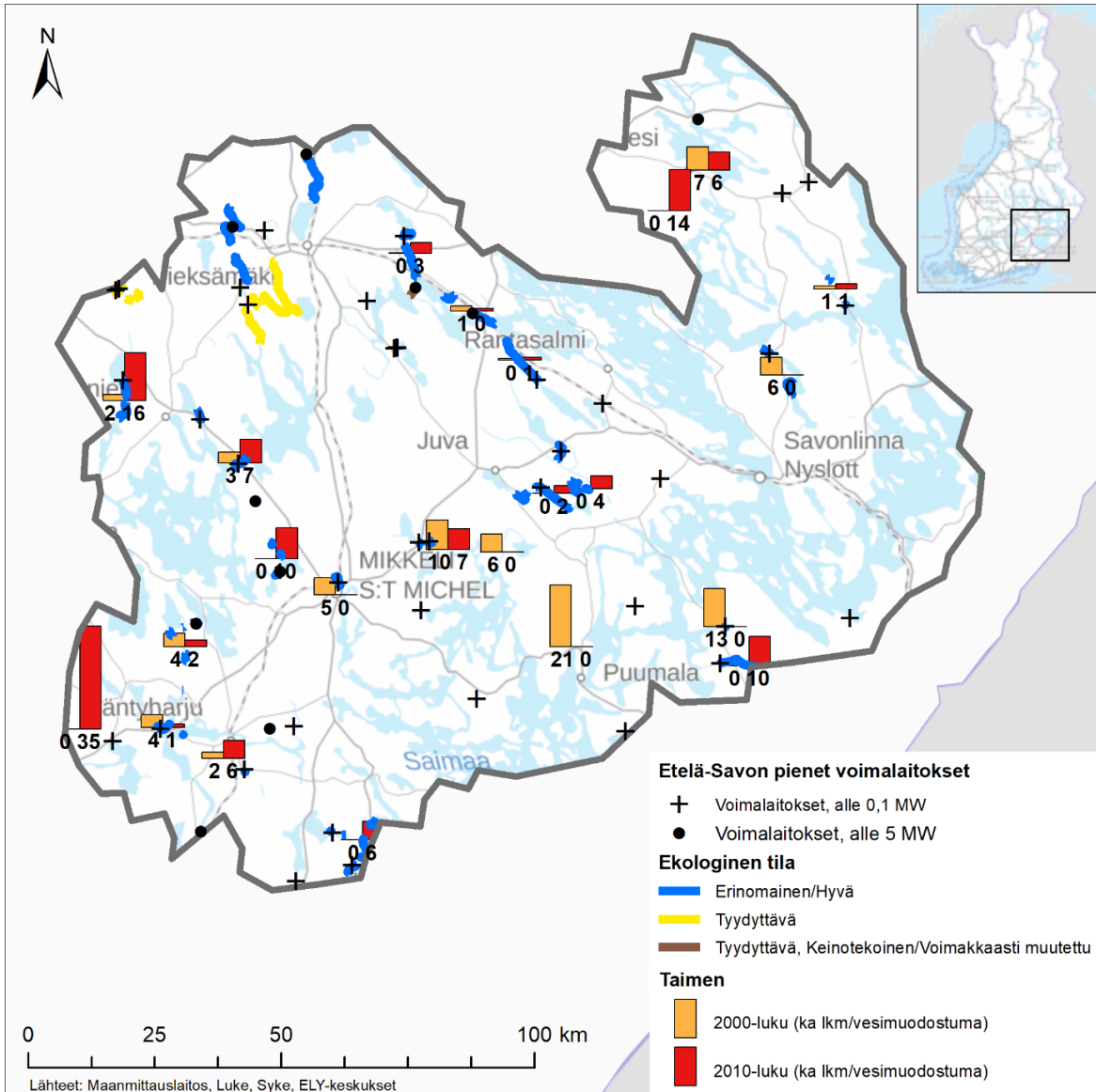
Kuva 7. Karttakuva selvityksessä mukana olleista voimalaitosrakenteista laitosten koon mukaan luokiteltuina sekä niiden sijaintivesimuodostumien ekologinen tilatieto: sinisellä on merkitty erinomaisessa tai hyvässä tilassa olevat vesimuodostumat, keltaisella tyydyttävässä tilassa olevat, tummanruskealla tyydyttävässä tilassa olevat keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut, ruskealla välttävässä ja huonossa tilassa olevat, ja punaisella välttävässä ja huonossa tilassa olevat keinotekoiset ja voimakkaasti muutetut vesimuodostumat. Huomaa, että kuvassa oleva vesimuodostumien ekologista tilaa kuvaava väritys ei vastaa niiden esitystavassa virallisesti käytettyä väritystä.

Kaikista vesistöistä ei ole tarkoituksenmukaista, eikä edes mahdollistakaan, tehdä vaelluskalavesistöjä. Esimerkkilajillamme taimenella esiintyy Suomessakin erilaisia elinmuotoja, mitkä usein aiheuttavat haasteita populaatioiden ennallistamiselle. Taimenpopulaatiot voivat olla paikallisia (resident), jolloin ne pysyttelevät samoissa latvapuroissa koko elämänsä ajan. Taimen voi viettää poikasvaiheensa latvapuroissa ja vaeltaa sieltä syönnösvaellukselleen joen pääuomaan (fluvial potamodromous), järveen (adfluvial) tai mereen (anadromous) ennen paluutaan takaisin lisääntymisalueilleen (Huusko ym. 2017). Lisäksi populaatioihin voi kuulua sekä vaeltavia että paikallisia yksilöitä. Käyttäytymistavan mukaan yksittäisen populaation ennallistaminen voi siis edellyttää vaellusyhteyden ennallistamista sekä toimenpiteitä lisääntymis- ja syönnösalueilla esimerkiksi vedenlaadun ja kalastuksen säätelyn suhteen.

Taimenpopulaatioiden ennallistaminen on lähtökohtaisesti mielekästä lähinnä niissä vesistöissä, missä sitä on alun perin luontaisesti esiintynyt. Alkuperäisiä lisääntyviä sisävesien järveen vaeltavia taimenkantoja on vesistöissämme ollut seitsemällä vesistöalueella: Kokemäenjoen, Kymijoen, Vuoksen, Oulujoen, Koutajoen, Tuulomajoen ja Paatsjoen alueilla (Syrjänen ym. 2017). Valtaosa Kokemäenjoen, Kymijoen, Vuoksen, Oulujoen ja Paatsjoen aloista sijaitsevat Suomen puolella, kun taas Tuulomajoen ja Oulankajoen kantojen lisääntymisjoet ovat Suomessa, mutta niiden syönnösalueet sijaitsevat Venäjällä. Alkuperäinen meritaimenkanta on Suomessa ollut noin 60 Itämereen laskevassa joessa. Näistä on jäljellä enää noin 12 alkuperäiseksi arvioitua kantaa, ja lisäksi meritaimenen siirrettyjä tai sekoittuneita kantoja on kahdeksassa joessa (Maa- ja metsätalousministeriö 2015). Suomessa onkin lukuisia entisiä meritaimenjokia, joihin meritaimenen kotiuttaminen olisi todennäköisesti mahdollista.

7.1. Esimerkkikohteena Etelä-Savon alue

Vaelluskalojen nousuestekartoituksen valtakunnallisena pilottialueena on toiminut Etelä-Savo, missä on kartoitettu alueen patoja, myllyjä, sahoja ja voimalaitoksia. Työ on tehty maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa hankkeessa, ja se on toteutettu Etelä-Savon ELY-keskuksen ja alueella kalatalousviranomaisena toimivan Pohjois-Savon yhteistyönä vuosina 2018–2019. Vastaavia selvityksiä on meneillään myös muualla Suomessa, mutta ainoastaan Etelä-Savon ELY-keskuksen alueelta tiedot olivat saatavilla tarkennettuina tätä selvitystä tehtäessä, joten esimerkkialueeksi valikoitui tässäkin selvityksessä Etelä-Savo (Kuva 8).



Kuva 8. Esimerkkikuva Etelä-Savossa sijaitsevista vaellusesteistä, niiden sijaintivesimuodostumien ekologisesta tilasta sekä taimenen <20 cm mittaisten poikasten keskimääräisistä vesimuodostumakohtaisista lukumääristä 2000- ja 2010-luvuilla.

Karttatarkastelun perusteella (Kuva 8) mahdollisia patopoistokohteita olisivat ne kohteet, missä on vähintään hyvä ekologinen tila ja taimenta on havaittu esiintyvän.

Etelä-Savon alueelta tarkasteltiin lisäksi kokonaisuutta, jossa on mukana alueen 44 vesivoimalaitos-merkinnällä olevaa kohdetta (Taulukko 1). Näistä kohteista on saatavilla aineistoa esteellisyydestä, tilasta ja yläpuolisen valuma-alueen uomapituuksista. Alueen uomaverkostosta 1 195 joki- tai purokilometriä on vesivoimalaitos-merkinnällä olevien kohteiden yläpuolisilla alueille (>10 km² yläpuolisen valuma-alueen omaavat uomat).

Taulukko 1. Etelä-Savon alueen vesivoimalaitosten lukumäärät jaoteltuna esteellisyyden ja tilan perusteella sekä kohteiden yläpuoliset uomakilometrit. Rakenteen käyttö viittaa voimalaitokseen, ei sen yhteydessä olevan padon käyttöön.

| | Luku- määrä (kpl) | Uomapituus (km) |
|--|-------------------------|--------------------|
| Ei esteellinen rakenne tai kalatie | 7 | 474 |
| Vaellusesteellinen voimalaitos (rakenne) | | |
| Ei käytössä tai purettu | 24 | 577 |
| Käytössä | 13 | 144 |
| Yhteensä | 44 | 1 195 |

Tarkastelluista kohteista 37 on määritelty esteellisiksi, eli 84 % alueen voimalaitospadoista muodostaa vaellusesteen ja katkaisee jokijatkumon. Kaikkiaan seitsemän voimalaitosta – tai sillä merkinnällä olevaa kohdetta – on määritelty kalojen kannalta läpikulkukelpoiseksi. Näissä kohteissa on siis joko toimiva kalatie, tai kohde on muuten kunnostettu siten, ettei vaellusesteellisyyttä enää ole. Näistä kolme on lisäksi sellaisia, joiden yläpuolisella valuma-alueella ei ole vaellusesteellisiä rakenteita enempää. Näiden kolmen kohteen yläpuolella on yhteensä 36 km uomaverkostoa.

Esteellisistä kohteista on huomioitava erityisesti, että aineiston perusteella niistä alkuperäisessä luvan mukaisessa käytössä ei ole kuin 13 laitosta. Loput 24 laitosta on siis poistunut käytöstä ja itse voimalaitos on ehkä purettukin, mutta esteellinen rakenne eli yleensä pato on yhä jäljellä. Näitä saatetaan käyttää esim. säilyttämään padon yläpuoliset virkistyskäyttömahdollisuudet. Tämän otannan perusteella vaikuttaisi siltä, että näiden käyttämättömien rakenteiden poistamisella voitaisiin saavuttaa ilmeisen suuria ekologisia hyötyjä. Yhden käyttämättömän voimalaitospadon purkamisella voidaan palauttaa nousumahdollisuus keskimäärin 24 km pituiselle virtavesiuomalle tai -uomille, kun taas käytössä olevien voimalaitospatojen purkamisella saavutettaisiin keskimäärin 11 km lisäys noustavissa oleviin virtavesiuomiin samalla alueella.

Yllä annetussa arvioissa ei kuitenkaan huomioida kohteiden kokoluokkaa eikä mahdollista lisääntymisalapotentiaalia. Käytöstä poistetut kohteet sijaitsevat pääsääntöisesti pienemmissä vesimuodostumissa, joiden poikastuotantoalueista ei ole tehty arvioita, joten patojen poiston merkitystä vaelluskalojen tuotantopotentialin lisääntymisen kannalta on niiden osalta vaikeaa arvioida.

Yleisellä tasolla esteellisen rakenteen yläpuolella on keskimäärin 19 km uomaverkostoa. Vaihtelu on kuitenkin suurta, sillä enimmillään yhden voimalaitoksen yläpuolella on 197 km esteetöntä virtavettä. Tällaisen kohteen osalta padon poistolla saavutettavien vaikutusten voidaan odottaa olevan suuret. Toisaalta 13 vesivoimalaitosta sijaitsee sellaisessa ympäristössä, jonka yläpuolella on uomaverkostoksi laskettavaa elinympäristöä alle 5 km. Tällaisia kohteita on kuitenkin tarpeen tarkastella lähemmin, koska pinta-alallisesti niiden merkitys voi olla ennakoitua suurempi.

Edellä tehty tarkastelu osoittaa, että kohteiden lukumäärän perusteella ei yksinään vielä voida luotettavasti arvioida padon poistojen käytännön tarpeita ja mahdollisuuksia, vaan tarkempia tarkasteluja tulee tehdä sekä valuma-alueittain että valtakunnallisesti. Erityisesti käytöstä

poistettujen voimalaitosten osalta ekologisen potentiaalin tarkastelu voi edesauttaa sellaisten kohteiden löytymistä, joissa poistolla olisi mahdollisimman vähän ristiriitoja ja selkeä yleinen etu. Tarkastelu tulee tehdä jatkossa myös muille kuin voimalaitoskäytössä oleville rakenteille, joiden poisto voi olla käytännössä myös paljon helpompaa.

7.1.1. Esimerkkikohteiden lisääntymispotentiaalın tarkastelu

Etelä-Savon alueelta valittiin kohdekohtaiseen tarkasteluun kaksi kohdetta, joiden vedenlaatu ja ekologinen tilaluokka tukevat taimenen esiintymismahdollisuuksia ja joista oli saatavilla taimenhavaintoja koekalastusrekisteristä. Tarkasteltavat kohteet olivat Läsäkoski Kangas-niemellä (Kuva 9) ja Pyhäkoski-Tainanjoessa sijaitseva entinen myllyvoimalaitos Mäntyharjulla (Kuva 11). Molemmat kohteet on luokiteltu ekologiselta tilaltaan hyväksi, ja niiden fysikaaliskemiallinen tilaluokka on erinomainen.



Kuva 9. Läsäkosken pato (vasemmalla) ja sen yläpuolinen suvanto (oikealla) ennen alueen kunnostamista. Kuvat: Jukka Syrjänen.

Läsäkosken patorakenteet poistettiin sen yhdestä haarasta ja alue kunnostettiin vuosina 2004–2009 (Kuva 10). Läsäkosken uoman pituus on 5,6 km ja pudotuskorkeus 5,4 m. Kunnostuksissa pudotuskorkeudesta hyödynnettiin 80 % ja aluetta kunnostettiin kahden kilometrin matkalta. Taimenen kalastus on nykyään sallittu pyydystä–päästä-menetelmällä, ja istutuksia ei alueelle ole tehty vuoden 2004 jälkeen. Alueella tavataan kuitenkin edelleen vain vähän vaeltavia taimenia, pääosan taimenista ollessa paikallisia. Hydrologis-morfologisen tilaluokituksen perusteella Läsäkoski on nykyään esteellisyyden osalta erinomaisessa tilassa, eli padon purkamisen on parantanut vesimuodostuman tilaluokkaa vesienhoidossa asetettujen tavoitteiden mukaisesti.



Kuva 10. Läsäkosken alue taimenen vaellusesteenä toimineen patorakenteen poistamisen ja alueen kunnostamisen jälkeen. Kuva: Jukka Syrjänen.

Pyhäkoski-Tainanjoen pituus on noin 1,4 km. Tainanjoen myllyvoimalaitos on palanut vuonna 2016, mutta patorakenteet ovat edelleen paikallaan (Kuva 11). VESTY-tietokannan voimalaitoksia koskevissa tiedoissa Tainanjoen kohde on merkitty puretuksi, vaikka rakenteet muodostavat taimenille edelleen täydellisen vaellusesteen. Tainanjoen esteellisyys on edelleen välttävissä luokassa, mutta HyMo-tilaksi on ehdotettu tyydyttävää tulevalle kaudelle. Mylly-padon poistaminen on yksi vesienhoidon toimenpideohjelman ehdotuksessa mainituista toimenpiteistä vuosille 2022–2027 (Kotänen ym. 2020).

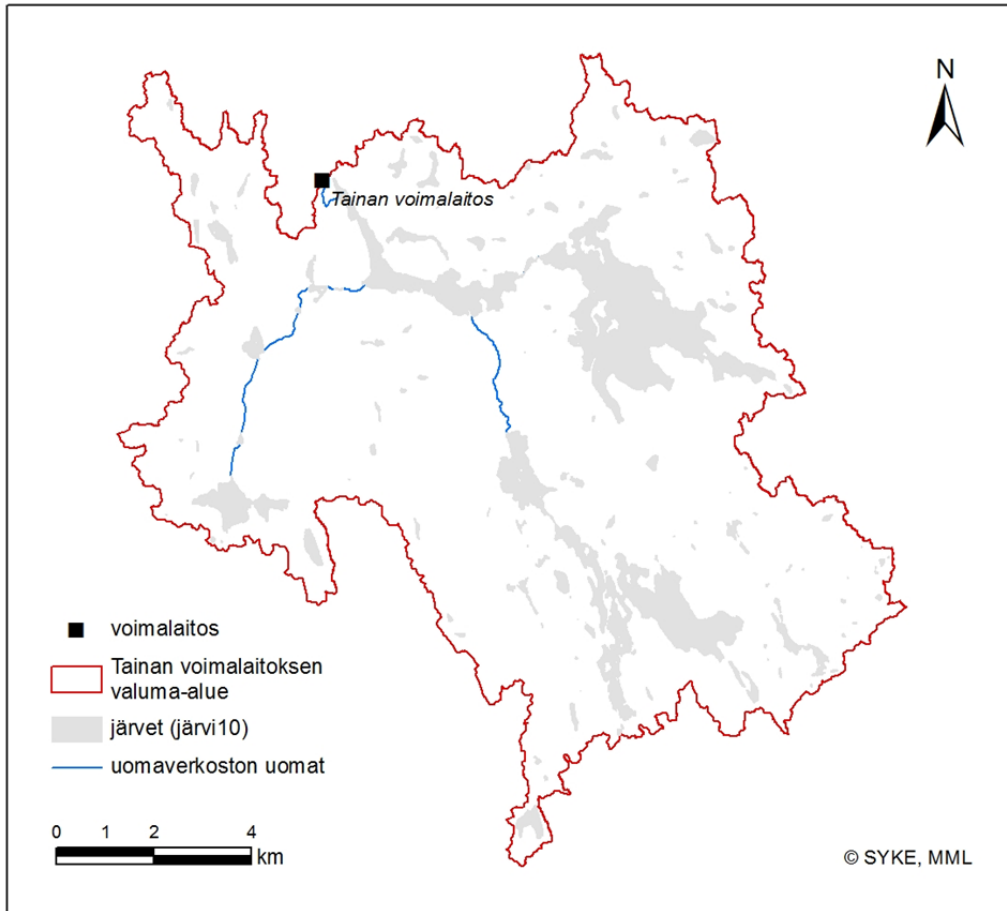


Kuva 11. Tainanjoen aluetta Mäntyharjulla (vasen kuva) sekä myllyn jäljellä olevat rakenteet, jotka muodostavat taimenille vaellusesteen (oikea). Kuvat: Elina Häikiö.

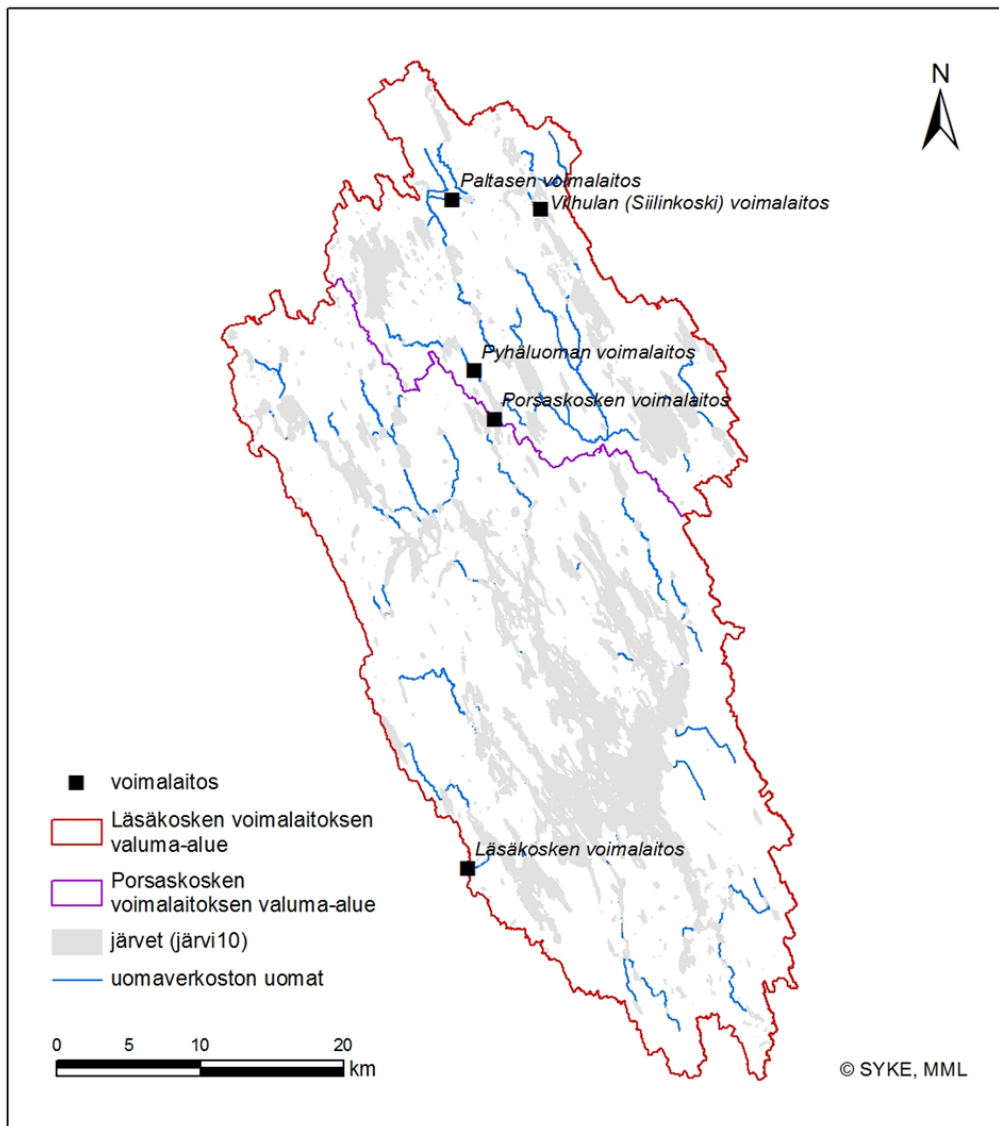
Kohteiden esteellisyyden poistaminen vapauttaa virtavesiä läpikulkukelpoiseksi seuraavaan esteeseen saakka tai parhaimmillaan jopa kaikkiin yläpuolisen valuma-alueen latvavesiin. Vaikutusten arvioinnin kannalta soveltuvan habitaatin määrän arviointi tulisi toteuttaa koko vapautuvalle alueelle, mutta tässä esimerkissä on esitetty kaltevuuteen perustuvan elinympäristön määrän arviointi vain suoraan vaikutusalueelle. Potentiaalinen virtavesielinympäristö on kuitenkin laskettu uomakilometreinä kohteen yläpuoliselle valuma-alueelle. Näiden muuttujien laskenta tehtiin valittujen kohteiden osalta yksittäisinä valuma-alueiden tarkasteluina.

Uomaverkoston pituuden laskentaperusteena huomioitiin kaikki vähintään yli 10 km² yläpuolisen valuma-alueen omaavat uomat (<https://ckan.ymparisto.fi/dataset/uomaverkosto>) pois lukien järvien ylitykset, eli valheelliset uomat, mitkä yhdistävät joet järvien kohdalla. Jos siis esteen yläpuolella on esimerkiksi järvi, johon tulee vain tätä pienempiä uomia, ne eivät ole laskennallisesti uomaverkostossa mukana (uomaverkostossa ei pääsääntöisesti ole alle 10 km² olevia uomia).

Pyhäkoski-Tainanjoen myllyrakenteiden poistaminen avasi vaellusyhteyden yhteensä 8,6:lle esteen yläpuoliselle uomakilometrille (Kuva 12). Läsäkosken yläpuolella on vapaata uomaa käytössä 144 km, mutta varsinainen rakenteiden poistaminen lisäsi vain vähän vapaita uomakilometrejä, koska rakenteet sijaitsivat vain alueen yhdessä haarassa (Kuva 13).

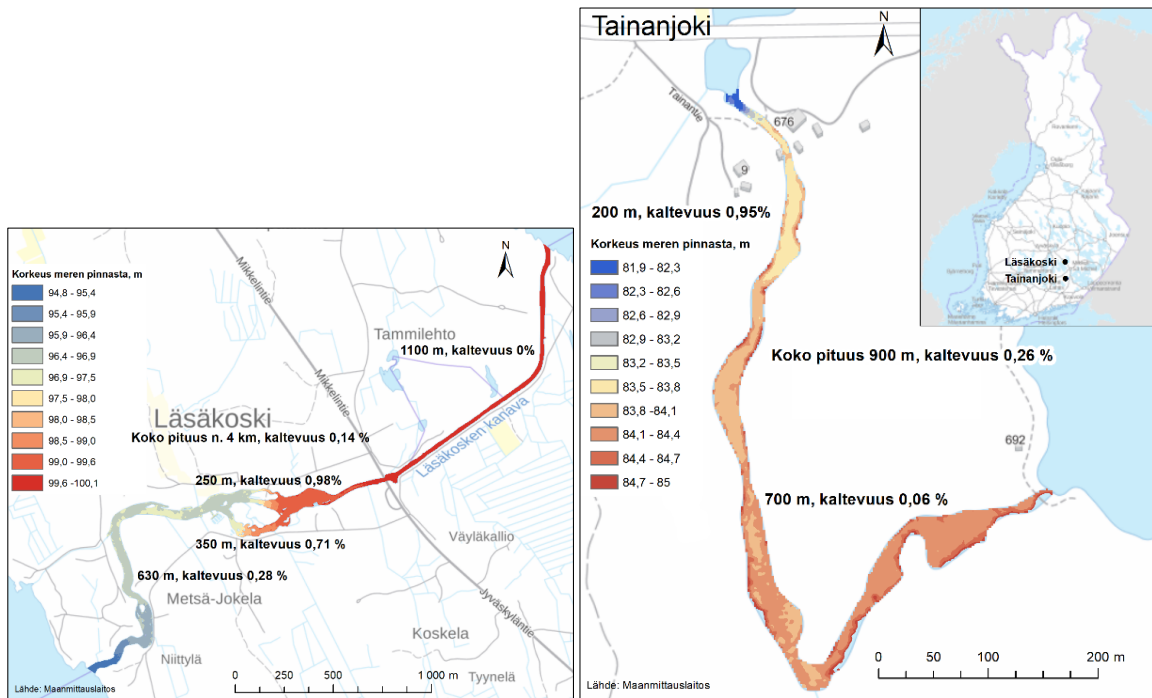


Kuva 12. Pyhäkoski-Tainanjoen valuma-alue ja laskennassa mukana ollut uomaverkosto (sininen viiva).



Kuva 13. Läsäkosken yläpuolinen valuma-alue ja uomaverkosto (sininen viiva). Porsaskosken (ei ole vaelluseste) yläpuolella on vielä kolme vaellusesteen muodostavaa voimalaitosta.

Läsäkoskelle ja Tainanjoelle määriteltiin myös kappaleen 6.4. mukaisesti läheisten yläpuolisten uomien kaltevuudet (Kuva 14). Läsäkosken kanavan 4 km pitkän uoman kaltevuus on 0,14 %. Kaltevuuden perusteella parhaimmat lisääntymisalueet ovat itse Läsäkosken alueella, mutta mahdollista tarkastelua voitaisiin tehdä myös Läsäkosken alapuolisella 630 metrin matkalla. Tainanjoen 900 metrin pituisen uoman keskimääräinen kaltevuus on 0,26 %, uoman ollessa hyvin loivaa lukuun ottamatta aivan myllypadon läheistä osuutta, missä kaltevuus on 0,95 % noin 200 metrin matkalla.



Kuva 14. Läsäkosken ja Tainanjoen kohteiden läheisten uomien kaltevuudet.

8. Patojen poistamisen vaikutukset hydrologiaan, tulva- ja kuivuusriskeihin sekä maankäyttöön

Patojen poistamisella voidaan vaikuttaa alueen hydrologiaan, joten sillä voi olla monia sekä padon ylä- että alapuolelle ulottuvia vaikutuksia. Myös nämä vaikutukset ovat sitä suurempia ja ulottuvat sitä laajemmalle, mitä suuremmista rakenteista on kysymys. Tässä raportissa on keskitytty pieniin patoihin ja muihin nousuesteisiin. Lisäksi patojen poistamishankkeilla on paljon yhtäläisyyksiä säännöstelyn kehittämishankkeisiin (molemmissa muutetaan uoman hydrologiaa). Suomessa on tehty viime vuosina useita säännöstelykehittämishankkeita (esim. Kiu-rujoella ja Loimijoella), joista asioista kiinnostuneet voivat hakea lisätietoa.

Padot vaikuttavat sen ylä- ja alapuolisiin vedenpinnankorkeuksiin sekä virtaamiin. Yläpuolella hydrologiset vaikutukset rajautuvat mahdollisen patoaltaan pinnankorkeuksiin, mutta virtaaman vaikutukset vaikuttavat periaatteessa koko alapuoliseen vesistöön aina merelle asti. Vaikutukset riippuvat paljon poistettavasta nousuesteestä, sen käyttötarkoituksesta ja sitä ympäröivästä vesistöä.

Jos kyseessä on säännöstelypato, ovat poistamisen vaikutukset yleensä hieman monimutkaisempia. Säännöstelyyn käytettävien järvien ja patojen säännöstelyohjeet ovat hyvin erilaisia. Jos säännöstelykapasiteetti on pieni ja/tai säännöstely suhteessa luonnontilaiseen on pientä, ovat poistamisen vaikutuksetkin pienempiä verrattuna patoihin, joilla on merkittävää säännöstelykapasiteettia ja sitä käytetään voimakkaasti.

Padoilla hallitaan myös tulviin ja kuivuuteen liittyviä riskejä. Yleensä tavoite on tasata virtaama-
piikkejä patoaltaiden avulla tai säilyttää vettä kuivempien kausien yli. Pienillä padoilla voidaan esimerkiksi säilyttää kasteluvettä kosteikossa pellon lähellä. Jos pato sijaitsee joessa pienellä yläaltaalla (ns. jokivoimalaitos) tai sen säännöstelemän järven säännöstelykapasiteetti on pieni, ei sillä myöskään voida kovin voimakkaasti vaikuttaa tulviin ja kuivuuteen. Yleisesti voidaan todeta, että tässä raportissa ei puhuta padoista, joilla olisi merkitystä tulvariskien hallinnassa. Käytännössä useimmissa tapauksissa ei myöskään ole kyse patoturvallisuusriskin kannalta merkittävistä kohteista, sillä useimmat poistettavat patorakenteet ovat patoturvallisuus-luokituksessa luokittlemattomia (yleisesti alle 3 m padot) tai luokkaa 3, joiden patoturvallisuusriski on vähäinen (Isomäki ym. 2012). Jos padon purulla on vaikutus tulvariskiin, voidaan näitä ja muitakin hydrologisia vaikutuksia mallintaa esimerkiksi HEC-RAS ohjelmalla (Roberts ym. 2007, Wyrick ym. 2009).

Pellon vesitalouden hallinta on maanviljelyn perusta. Monet padot on rakennettu myös maatalouden vesienhallintaa ajatellen, jotta esimerkiksi suuret maatalouskoneet pääsisivät pelloille keväällä aikaisemmin. Toisaalta pienien patojen avulla voidaan myös pitää pohjavedenpintaa sopivalla tasolla tai säilöä kasteluvettä. Jos poistettava pato muuttaa ylä- tai alapuolisia vedenkorkeuksia, on tällä myös vaikutusta ranta-alueiden maankäyttöön. Vaikutus ulottuu lähtökoh-
taisesti sitä kauemmas, mitä loivempia rannat ovat. Vaikutukset voivat kohdistua esimerkiksi pellolle, metsälle tai mökkitontille. Yleensä patojen poisto laskee vedenkorkeuksia, joten vety-
mishaitat ovat verrattain pieniä tai olemattomia.

9. Patojen poistamisen merkitys alueiden virkistyskäyttöarvolle

Joki tarjoaa vesiympäristönä monia tapoja virkistäytyä luonnossa niin jokamiehenoikeutta käyttäville, maksullisia käyttömuotoja hyödyntäville kuin maan- ja vedenomistajille. Jokialueen kiinteistöjen omistajille, siellä käveleville tai muilla tavoin liikkuville ihmisille virtaava vesi tuottaa maisemallisia arvoja ja mahdollisuuden tarkkailla jokivarren luontoa. Useat virkistystavat ovat myös suoraan kosketuksissa veteen, esimerkiksi veneily ja melominen, uiminen, metsästäminen ja kalastaminen. Kaikilla virkistäytymisen muodoilla on kansalaisille arvoa.

Virtavesien käyttö tulisi huomioida osana alueiden käyttösuunnitelmia, ja niiden laatimisessa tulisi huomioida vesistöjen ominaispiirteet, monenlaiset käyttötarpeet ja suunnitelmien realistinen toteutusmahdollisuus. Paikallisen virkistyskäytön lisäksi yhden huomioitavista osa-alueista tulisi olla matkailunäkökulma. Arvioitaessa virtavesien kunnostamisen hyötyjä ja kustannuksia, jäävät em. hyödyt päätöksentekovaiheessa helposti kouriintuntuvien euromääräisten kustannusarvioiden varjoon. Suurelle osalle joen virkistyskäytöstä ei ole markkinoita, eikä niiden arvoa voida siten määrittää suoraan euroissa. Virtavesistöihin ja vesien hallintaan liittyvissä tarkasteluissa on havaittu puutteita esimerkiksi niihin liittyvän matkailun analyttisessä tarkastelussa sekä vesiekosysteemien ja matkailun välisten monimutkaisten riippuvuussuhteiden tunnistamisessa (Cooper & Prideaux 2009).

Virkistyskäytön osalta merkittävien virtavesien kestävyttä on tarkasteltu erittäin vähän siihen nähden, kuinka tärkeä rooli niillä on päivittäisessä luonnossa virkistäytymisessä ja matkailussa – suorasti tai epäsuorasti. Virtavedet ja niiden luontoympäristöt sekä niiden yhteyteen rakennetut ympäristöt ovat jo itsessään matkakohteita ja -nähtävyyksiä. Virtavesiin liittyvä ekologia kiinnostaa myös erityisesti tiettyjä matkailijaryhmiä kuten eko- ja geomatkailijoita. Esimerkiksi jokien kosteikkoalueet ovat monimuotoisia luontoympäristöjä, ja ne toimivat lintubongauskohteina (esim. Tiefenbach 1998). Virtavedet mahdollistavat myös erilaisia aktiviteetteja sekä matkailu- ja virkistyspalveluita, kuten kalastusta, melontaa ja koskenlaskua. Potentiaalia tulee myös vesireitteihin liittyvästä kulttuuriperinnöstä ja historiasta, minkä ympärille voidaan kehittää esimerkiksi erilaisia teemallisia melontareittejä.

Viime vuosina virtavesiä on vapautettu purkamalla erilaisia patorakennelmia muun muassa taloudellisista ja ekologisista syistä, mutta myös niiden turvallisuuden takia (esim. Jørgensen & Renöfält 2013). Patorakenteiden tai vesivoimaloiden purkaminen herättää usein ristiriitaisia tunteita eri toimijoiden välillä. Eri sidosryhmät perustelevat usein näkemyksiään patorakennelmiin liittyvien vastakkaisten ekosysteemien, eli olemassa olevan padon ympärille rakentuneen ekosysteemin ja potentiaalisen vapaana virtaavan vesiekosysteemin, näkökulmista (Jørgensen & Renöfält 2013).

Virtavesien vapauttamisen matkailullisia vaikutuksia tarkastelevien tutkimusten ja selvitysten määrä on vähäinen. Tähän mennessä Suomesta ei ole olemassa tietoa, jossa käsiteltäisiin padottuja virtavesiä ja niiden mahdollisen vapauttamisen vaikutuksia matkailuun ja virkistyskäyttöön. Kansainvälisesti on tehty muutamia selvityksiä, millä tavoin vanhojen patojen tai vesivoimalaitosten purkaminen voi vaikuttaa alueiden matkailulliseen vetovoimaisuuteen (esim. Loomis 2002, Whitelaw & MacMullan 2006, Gough ym. 2018). Tällaista tarkastelua ei kuitenkaan ole tehty systemaattisesti monissakaan pienempien vesistöjen vapauttamis- tai entisöimispauksissa, joissa pääpaino on yleensä alueen eliöstön, kuten kalakantojen elvyttämisessä.

Niissä tapauksissa, joissa selvityksiä on tehty, padon purkamisen vaikutusta matkailuun on selvitetty suurten patorakennelmien poistamisen yhteydessä. Tällaisissa tapauksissa matkailutoi-

mijat ovat kokeneet, että padon purkaminen vaikuttaisi muun muassa patoaltaan häviämisen kautta matkailun edellytyksiin jopa negatiivisesti (Reilly & Adamowski 2017), johtuen matkailutoiminnan vakiintumisesta patoaltaan rannoille, joille on rakennettu matkailuinfrastruktuuria kuten hotelleja. Patojen yläpuolisten vesistöjen pinnankorkeuden muutokset ja vesijättömaan synty voivat haitata myös rantatontin omistajia ja vähäistä virtausta suosivia harrastuksia kuten uimista ja veneilyä.

Suomessa usein myös istutetaan patoaltaisiin kalastettavaksi esimerkiksi pyyntikokoista kirjo-lohta tai taimenta. Kalastonhoidon pääpainon siirtyessä vaelluskalojen luontaisen elinkierron ennallistamiseen, voi näihin istutuksiin tulla rajoituksia tai ne voidaan lopettaa kokonaan. Myös muita kalastusta rajoittavia kieltoja ja määräyksiä saatetaan kohteen mukaan tarvita tukemaan vaelluskalojen elinkierron käynnistymistä, jolloin ne lyhyellä aikavälillä vaikuttavat myös virkistyskalastuksen arvoon. Istutukset eivät saa vaarantaa luontaisia kala- ja rapukantoja ja istutettavat lajit on oltava mainittuina kalatalousalueen käyttö- ja hoitosuunnitelmissa.

Toisaalta selvityksissä on kuitenkin huomioitu, että patojen purkaminen ja vesistöjen kunnostaminen ja entisöiminen voivat olla keskeisessä roolissa alueen talouden kehittämisessä, erityisesti tarjoamalla mahdollisuuksia matkailun ja virkistyskäytön kehittämiseksi (Loomis 2002, Gough ym. 2018). Tarkasteltavalla aikavälillä on merkitystä: lyhyen aikavälin negatiivinen vaikutus voi kääntyä positiiviseksi pidemmällä aikavälillä, esimerkiksi padon purkamisen myötä syntyneen vesijättömaan saadessa kasvipeitteen. Esimerkiksi Ranskassa Vienne-joella patorakennelmien purkaminen on vaikuttanut alueeseen pidemmällä aikavälillä: positiiviset muutokset ovat näkyneet muun muassa kasvaneissa matkailijamäärissä, matkailijoiden alueelle jättämässä rahamäärässä sekä majoituskapasiteetin käyttöasteessa (Gough ym. 2018). Myös virkistyskäyttöhyödyiltään vähäisten alaiden muutos virtaavaksi joeksi voi nostaa lähialueen kiinteistöjen hintoja (Provencher ym. 2008).

Olemassa olevissa tutkimuksissa ja selvityksissä lopputulemaan vaikuttaa vahvasti se, kuinka vakiintunutta vesistön käyttö on eri toimijoiden keskuudessa, sekä minkä kokoisesta padosta tai muusta vapaita virtavesiä rajoittavasta toiminnasta on kyse. Suurien patojen yhteydessä matkailutoiminta on usein vakiintuneempaa patoaltaan ympärillä kuin vähemmän kehittyneillä alueilla tai alueilla, joissa on pienimuotoisempaa matkailutoimintaa tai vesistön käyttö matkailutoiminnassa on ollut vähäistä. Näissä jälkimmäisissä tapauksissa virtavesien ennallistaminen on pääasiassa vaikuttanut matkailun kehittymiseen positiivisesti.

9.1. Virkistyskäytön taloudellisen arvon määrittely

Jokamiehenoikeuksin hyödynnettävälle jokien virkistyskäytölle ei ole sellaisenaan yksiselitteistä hintaa, jonka avulla voitaisiin määrittää sen taloudellista arvoa. Jos sille olisi hinta, esimerkiksi 20 euroa tunnin melontaretkestä, se kuvaisi vain taloudellisen vähimmäisarvon melontaretkä kohden osallistujien osalta. Ne, jotka olisivat valmiita maksamaan enemmän kuin 20 euroa retkestä, eivät maksa matkasta enempää kuin muutkaan – heidän maksuhalukkuutensa on siis korkeampi kuin matkan kulut.

Kulutuksen enimmäismaksuhalukkuuden ja todellisten kulujen välistä erotusta kutsutaan kuluttajan ylijäämäksi. Kuluttajan ylijäämää voidaankin käyttää yhtenä kuluttajan yksilönä kokeeman taloudellisen arvon, taloudellisen hyödyn mittarina. Käytämme seuraavissa kappaleissa termiä 'taloudellinen arvo' kuvaamaan yksilön kokemia hyötyjä. Kokonaistaloudellinen arvo (total economic value) koostuu käyttöarvoista, joihin luonnon virkistyskäyttöarvot kuuluvat, ja käytöstä riippumattomista arvoista, kuten (taloudellinen) olemassaoloarvo ja perintöarvo. Taloudellisten arvojen muodostumisesta voi lukea lisää mm. teoksesta Koljonen ym. (2017).

Kuluttajan ylijäämän lisäksi jokien virkistyskäytön taloudellista merkitystä voidaan tarkastella sen aikaansaaman taloudellisen toimeliaisuuden kautta. Jos käyttämämme melontaretkiesimerkin kautta tarkastellaan melojan todellista rahankäyttöä, on rahankäytöllä kerrannaisvaikutuksia alueen talouteen. Melojien rahankäyttö kohteessa ylläpitää taloudellista toimintaa, joka edelleen vaikuttaa arvoketjussa muuhun taloudelliseen toimintaan sekä alueen verokertymään. Käytämme seuraavissa kappaleissa termiä aluetaloudelliset vaikutukset kuvaamaan matkailun ja luonnon virkistyskäytön ylläpitämisen taloudellisen toimeliaisuuden rahamääräistä arvoa.

9.1.1. Jokien virkistyskäytön taloudellinen arvo – menetelmiä mittaamiseen

Jokien virkistyskäytön taloudellista arvoa voidaan arvioida ympäristötaloustieteen menetelmin. Menetelmät, joilla voidaan arvioida maksuhalukkuutta jokien virkistyskäyttöhyödyistä ja niiden muutoksesta kunnostustoimenpiteiden jälkeen jakautuvat karkeasti kahteen luokkaan, paljastettujen preferenssien ja ilmaistujen preferenssien menetelmiin.

Paljastettujen preferenssien menetelmät perustuvat virkistyskäyttäjien havaittuun, todelliseen käytökseen, joka on kytköksissä arvotettavaan jokeen ja kustannuksiin. Kustannuksia voivat olla muun muassa matkakustannukset (matkakustannusmenetelmä), joita syntyy matkustettaessa joelle virkistäytymään (liikkumisen kulut, majoitus, ruoka, välinevuokrat, käytetty matka-aika) tai esimerkiksi joen lähistöllä sijaitsevan lomakiinteistön hankintakustannukset. Näillä menetelmillä kyetään tarkastelemaan vain joen käyttöön liittyviä arvoja niiltä, jotka jokea käyttävät – käytöstä riippumattomia arvoja kuten jokiluonnon monimuotoisuus, ei näillä menetelmillä kyetä arvioimaan. Samoin havaittuun käytökseen perustuvilla menetelmillä ei kyetä helposti arvioimaan sellaisten virtavesillä tehtävien toimenpiteiden arvoa, jonka kaltaisista oloista ei ole aiempaa kokemusta.

Ilmaistujen preferenssien menetelmillä voidaan kyselyiden avulla selvittää kansalaisilta enimmäismaksuhalukkuutta virtavesillä tehtävistä toimenpiteistä. Näissä menetelmissä vastaajille luodaan hypoteettinen markkinatilanne, jossa vastaaja ilmoittaa maksuhalukkuutensa kuvailtuun muutokseen todellisen kustannusvaikutuksen kautta (esim. vero tai korkeampi sähkömaksu). Ilmaistujen preferenssien menetelmillä voidaan arvioida myös käytöstä riippumattomien hyötyjen taloudellista arvoa. Kirjallisuudessa on arvioitu, että näiden arvojen suuruusluokka voi muuttaa yksinomaan virkistyskäyttöarvoin perusteltua päätöstä jättää ennallistamatta virtavesiä (Koljonen ym. 2017). Esimerkiksi uhanalaisten kalakantojen kalastamista ei voida arvottaa helposti paljastettujen preferenssien menetelmillä, vaikka ne voisivat pidemmällä tulevaisuudessa muuttua kalastettaviksi kannoiksi.

Kun aiempaa tutkimustietoa luonnon virkistyskäytöstä ja siihen liittyvistä taloudellisista arvoista ei ole olemassa tutkimusalueella, vaativat molemmat menetelmäperheet, paljastettujen ja ilmaistujen preferenssien menetelmät, kansalaiskyselyiden tekemistä. Pieniin kohdealueisiin nähden kyselyiden teko voi olla suhteellisen aikaa vievää ja kallista. Olemassa olevia arvottamistutkimusten tuloksia voidaan myös siirtää arvottamiskohteesta toiseen. Tulosten siirtoon liittyy kuitenkin huomattavia virhearvion mahdollisuuksia, jos kohdealueet ja arvonn luova vastaajapopulaatio ovat kovin erilaisia keskenään. Arvottamistulosten siirto esimerkiksi Ruotsista Suomeen vaatisi oletuksia siitä, että itse joen ominaisuuksien lisäksi joen virkistyskäyttö ja -käyttäjät olisivat samankaltaisia keskenään niin asenteiden, virkistysaktiivisuuden kuin tulojen, iän ja muiden olennaisten tekijöiden suhteen.

9.1.2. Aluetaloudellisten vaikutusten arviointi

Aluetaloudellisia vaikutuksia tarkasteltaessa matkailu tuottaa sekä suoraa että epäsuoraa taloudellista hyötyä (Kauppila & Karjalainen 2012). Matkailu- ja virkistyskäytön tarkastelussa tulee huomioida ennallistamisprojektien pituus, jonka aikana vaikutuksia voidaan selvittää pitkitäistutkimuksen avulla. Tällä tavalla saadaan välittömien vaikutusten lisäksi kartoitettua välillisiä vaikutuksia pidemmällä aikaskaalalla. Vaikutusten ilmeneminen vaihtelee kohteen mukaan ajallisesti, ja tehtyjen toimenpiteiden vaikutukset voivat ilmaantua pitkänkin ajan kuluttua. Vaikka matkailu on virtavesien ennallistamisessa sekä patorakennelmien purkamisessa yleensä toissijaisessa roolissa, sen tuomat aluetaloudelliset hyödyt voivat ilmetä esimerkiksi yritystoiminnan lisääntymisenä alueella.

Matkailun ja virkistyskäytön aluetaloudellisia vaikutuksia suomalaisissa luontokohteissa on mitattu lähinnä Metsähallituksen toimesta. Kansallispuistojen ja retkeilyalueiden paikallistaloudellisia tulo- ja työllisyysvaikutuksia on mitattu kävijöiden rahankäytön perusteella. Menetelmässä hyödynnetään kolmea eri tekijää: käyntimäärää, keskimääräistä rahankäyttöä/käyntiä ja panos-tuotostaulukoista johdettuja paikallistaloudellisia vaikutuksia kuvaavia kertoimia. Panos-tuotostaulukoiden avulla voidaan arvioida miten matkailijoiden käyttämä rahamäärä vaikuttaa esimerkiksi alueen työllisyyteen matkailua tukevassa yritysten arvoketjussa ja alueen verokertymään.

Aluetalousvaikutuksiin liittyviä kalastusmatkailututkimuksia on tehty pohjoisen lohijoilla muutamia. Esimerkiksi Pohja-Mykrä ym. (2018) arvioivat, että Tornionjoen alueelle suuntautuvan kalastusmatkailun vuotuinen aluetalousvaikutus on 10,8 miljoonaa euroa ja työllisyysvaikutus 35 henkilötyövuotta. Lohen kalastuksen aluetalousvaikutus Utsjoella oli puolestaan kerrannaisvaikutukset huomioiden yli 4 miljoonaa euroa vuonna 2018 (Knuuttila ym. 2020).

Aiemmin mainittujen yksilökohtaisten taloudellisten arvojen mukaan ottaminen aluetaloudellisten vaikutusten arviointiin on ollut hankalaa, vaikka on tunnustettu, että niiden mahdollinen mittaaminen toisi paremmin esiin luontokohteiden kokonaisarvon. Luonnon pääoman arvon mittaamiseen on myös olemassa menetelmiä, mutta näiden tulokset eivät ole suoraan yhteenlaskettavissa mitattujen käyttöarvojen kanssa (Vatanen & Kajala 2019). Muita luontoalueisiin linkitettäviä arvoja ovat muun muassa luonnon monimuotoisuus, terveysvaikutukset ja matkailun näkökulmasta erityisesti luontokohteiden merkitys ja vaikutus matkakohteen brändiin ja kansainvälisellä tasolla Suomi-kuvaan. Näiden hyötyjen yhteismitallistaminen ja summaaminen aluetaloudellisten ja työllisyysvaikutusten kanssa tuottaisi nykyistä suurempia hyötyarvioita (Vatanen & Kajala 2019). Näitä hyötyjä on jossain määrin pyritty arvottamaan, esimerkiksi luontoympäristön terveys- ja hyvinvointivaikutuksien taloudellista arvottamista on tutkittu tarkastelemalla kansallispuistovierailijoiden kokemien terveys- ja hyvinvointivaikutusten itsearvioitua euromääräistä arvoa (Vähäsarja 2014).

9.1.3. Taloudelliseen arvoon ja aluetaloudellisten vaikutusten muodostumiseen vaikuttavat tekijät

Virtavesien käyttöön ja kysyntään vaikuttavat useat tekijät luonnonolosuhteista paikallisiin palveluihin ja niiden laatuun. Toisaalta kysyntä myös ohjaa virtavesien ja lähiympäristön matkailupalveluiden syntyä jatkuvassa vuorovaikutuksessa. Luontokohteiden tuomiin hyötyihin ja vaikutuksiin vaikuttaa kohteiden sijainti. Matkailualueiden läheisyys lisää hyötysuhdetta suhteessa syrjäisempiin alueisiin, sillä alueille ohjautuu helpommin kävijöitä vähäisemmin matkakustannuksin ja tiedon hankintaan ja välitykseen (esim. mainonta) liittyviin aika- ja rahakustannuksiin.

Suurten kaupunkien läheisyydessä korostuvat paikallistaloudellisten vaikutusten sijaan lähivirkistys- ja terveyshyödyt, joilla ei ole markkinoita (Metsähallitus 2020).

Yhteiskunnan tasolla tarkasteltuna on virkistys- ja matkailukohteiden luomisessa virtavesiä kunnostamalla otettava huomioon tarkasteltavaa kohdetta laajempi virkistys- ja matkailupalveluiden saatavuus. Yhteiskunnallista hyötyä kasvattavat toimenpiteet, jotka lisäävät hyötyä kokonaisvaltaisesti eivätkä vain siirrä sitä paikasta toiseen. Jossain määrin uudet virkistysalueet voivat vapauttaa patoutunutta kysyntää uusien kävijöiden muodossa erityisesti alueilla, joilla ei ennen ole ollut virtavesikohteita. Kuitenkin mitä useampia virtavesialueita avataan virkistyskäyttöön, sitä enemmän ne kilpailevat keskenään kävijöistä. Taloustieteessä puhutaan substituutiovaikutuksesta – koska kuluttajat virkistäytyvät kohteessa, josta he saavat eniten hyötyä vähimmillä kustannuksilla, he siirtyvät käyttämään uutta kohdetta, jos se on aiempia halvempaa käyttää tai merkittävästi parempi laadultaan. Substituutiovaikutuksen huomioonottaminen on tärkeää erityisesti virkistyskäytön taloudellista arvoa ja aluetaloudellisia vaikutuksia arvioitaessa. Käytöstä riippumattomien arvojen taloudellisen arvon kohdalla useammat ennallistetut virtavedet vähentävät yleisesti maksuhalukkuutta uusista kohteista.

Virtavesien hyödyntämiseksi matkailutoiminnassa tulee matkailutoimijoiden tuoda erityistarpeensa esille, jotta ne voidaan huomioida osana laajempia virtavesien käyttö- ja kehittämissuunnitelmia, erityisesti jos vesialueille kohdistuu ristiriitaisia käyttötoiveita (Prideaux ym. 2009). Kuvaan 15 on koottu keskeisiä asioita, joiden positiivisia ja negatiivisia vaikutuksia tulisi huomioida kohteen arvioinnissa matkailu- ja virkistyskäytön näkökulmasta. Tarkastelussa tulee huomioida jo olemassa oleva käyttö, mutta myös virtaveden vapauttamisen tuoma tulevaisuuden potentiaali. Listaus ei ole kaikenkattava mutta antaa kuvaa keskeisistä arvioitavista kokonaisuuksista.

Yksi esimerkki virtavesikohteiden matkailu- ja virkistyskäytöstä on virkistyskalastus ja kalastusmatkailu, jonka tuottamaa hyötyä on tarkasteltu melko laajasti eri puolilla maailmaa (Paukku 2020). Suomestakin löytyy joitakin esimerkkejä (Pohja-Mykrä ym. 2018, Knuutila ym. 2020, Pokki ym. 2020). Taloudellisten hyötyjen lisäksi kalastusmatkailu tuo sosioekonomisia vaikutuksia, kuten elinkeinorakenteen monipuolistumista, ja se edistää kalastukseen liittyvän kulttuurin säilymistä (Padín ym. 2016). Lisäksi kalastusmatkailu voi edistää alueen luontoarvojen, kuten maisemien ja veden laadun, huomioimista, sillä näillä on keskeinen rooli myös osana matkailukokemusta (Lee 2016, Turunen ym. 2020). Kalastusmatkailun osalta on arvioitu, että virkistyskalastuksessa pyydystetyn kalan tuottama arvo on kymmenen kertaa suurempi kuin kaupallisessa kalastuksessa (Knuutila ym. 2020, Paukku 2020), sillä se tuottaa arvoa laajemmin kohteen alueen yrityksille niin palvelutoimialalla kuin vähittäiskaupassa (Kauppila & Karjalainen, 2012).

Kalastusmatkailussa kalan arvo perustuu pääasiassa matkailijan kokemaan elämys- ja virkistysarvoon ja vähemmän saadun saaliin määrään (Paukku 2020) kuin itse kalastuselämykseen (Turunen ym. 2020) ja sitä tukeviin palveluihin. Toisaalta esimerkiksi Tenojoen matkailussa suurempi kalastuskäyntien määrä on yhteydessä edellisellä kaudella saadun saaliin määrään (Pokki ym. 2018). Tähän tilastolliseen yhteyteen voi olla syynä muun muassa kokeneiden kalastajien joukko, jotka saavat enemmän kalaa sekä taitojensa että käyntikertojensa runsauden vuoksi. Tärkeää on kuitenkin mahdollisuus saaliiseen. Tenojoki suurine lohineen onkin kalastusalueena omaa luokkaansa: esimerkiksi Pokki ym. (2018) arvioivat yhden Tenojoen kalastusmatkan keskimääräiseksi kuluttajan ylijäämäksi lähes 340 euroa.



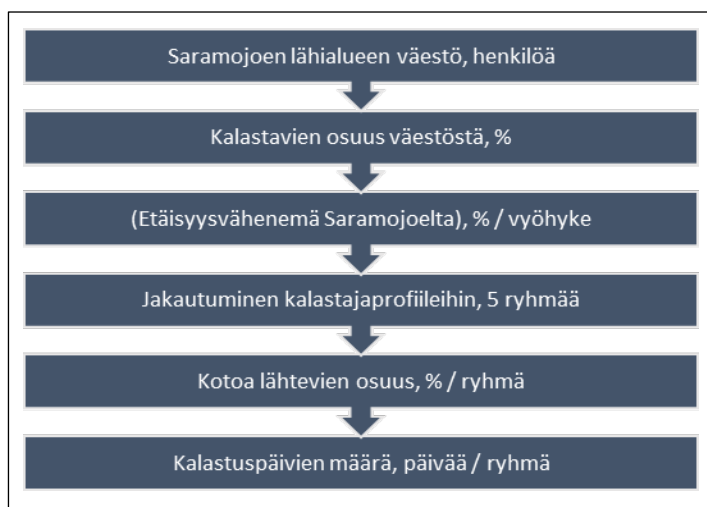
Kuva 15. Yleisessä matkailu- ja virkistyskäytön tarkastelussa huomioitavia asioita.

Kalastuselämykseen liittyvät vahvasti luonto ja luonnonläheisyys, ystävien ja/tai oman perheen kanssa vietetty aika sekä henkinen hyvinvointi (Turunen ym. 2020). Kävijän kalastuselämykseen vaikuttavat vahvasti kohteen piirteet; ympäristön tulee olla kiinnostava ja luontoarvoiltaan arvokas sekä kalakannan oikeanlainen ja elinvoimainen (Tiitinen 2007, Turunen ym. 2020). Näiden vetovoimatekijöiden tulee olla kunnossa kohteessa, jotta se valikoituisi matkakohteeksi.

9.2. Saramojoen virkistyskalastuksen taloudellisen arvon muutoksen arviointi

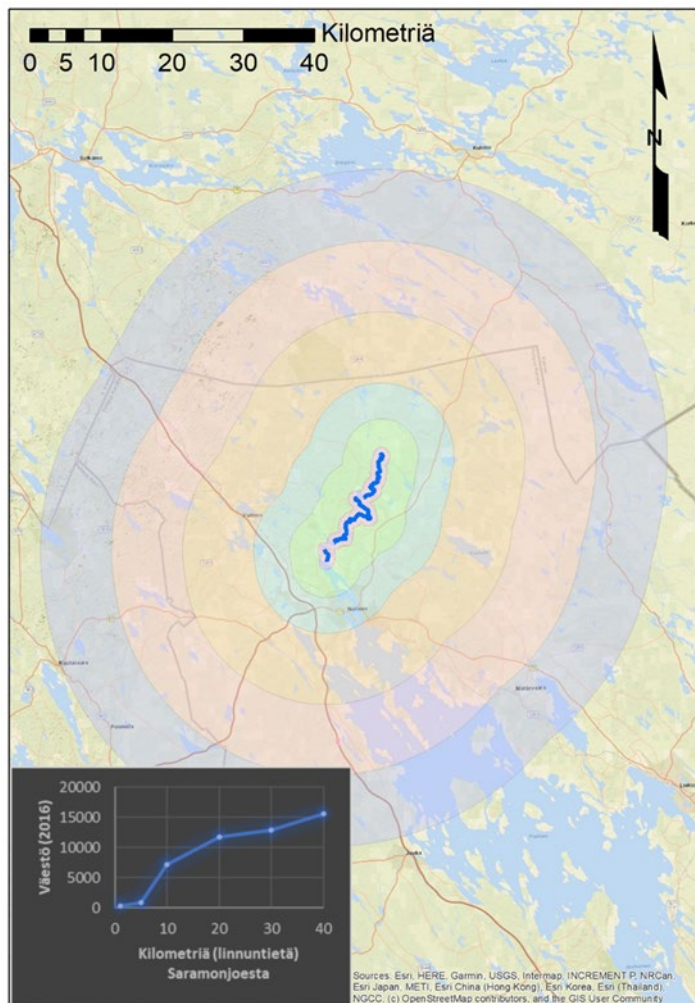
Saramojoki on Nurmeksessa sijaitseva joki, mikä laskee pohjoisesta Pielisen pohjoispäähän, Lautiaiseen. Joen pituus on noin 30 km ja valuma-alue 935 km². Saramojoessa sijaitsevan Louhikosken voimalaitoksen purkamispäätöksestä uutisoitiin laajasti syyskuussa 2020 (Maa- ja metsätalousministeriö 2020). Louhikosken vesivoimalaitoksen purkaminen Pohjois-Karjalan sähkö Oy:n aloitteesta avaa laajan jokivesistön vaelluskalojen käyttöön, sillä Saramojoessa ei ole muita merkittäviä kalan kulkua haittaavia rakenteita. Purkuhankkeen odotetaan vahvistavan erityisesti erittäin uhanalaiseksi luokitellun Vuoksen järvitaimenen luontaista lisääntymistä ja edesauttavan heikossa tilassa olevan kannan vahvistumista Pielisessä. Hanke on luonteeltaan moninaiskäyttöhanke, jossa yhdistyvät kalatalouden etujen lisäksi myös matkailun kehittämisen tavoitteet sekä vesivoimalouden uudelleenjärjestelyjen tarpeet.

Tässä osiossa tehdään lyhyt katsaus Saramojoen Louhikosken padon poistamiseen ja alueen ennallistamiseen liittyvään virkistyskäyttöarvojen laskemiseen olemassa olevien aineistojen perusteella. Suomessa ei ole aiempaa tutkimustietoa pienten virtavesien ennallistamisen hyödyistä virkistyskäytölle, joten tässä laskelmassa joudutaan tyytymään yksinkertaiseen tulosten siirtoon ja arvioihin virkistyskäyntimäärien muutoksesta toimenpiteiden myötä. Laskelma toimii kuitenkin esimerkkinä huomioonotettavista asioista ja mahdollistaa jatkossa tarkennusten tekemisen tutkimustiedon lisääntyessä. Kuvassa 16 havainnollistetaan laskelman muodostamisen osat.



Kuva 16. Saramojoen virkistyskäytön taloudellisen arvon muutoksen arviointiprosessi.

Jotta muualta saatuja arvoja voitaisiin yleistää Saramojoen alueelle, on ensimmäiseksi arvioitava vaikutusalueella olevan väestön määrä. Tätä varten teimme yksinkertaisen karttapohjaisen arvion piirtämällä Saramojoen ympärille 1, 5, 10, 20, 30 ja 40 kilometrin etäisyydelle ulottuvat vyöhykkeet (Kuva 17) ja hakemalla väestömäärät vuoden 2016 väestötietoa koskevasta Tilastokeskuksen 1 km x 1 km -ruututietokannasta (Tilastokeskus 2020a). 40 km säteellä Saramojoesta asuu tietokannan perusteella 15 589 henkilöä.



Kuva 17. Saramojoen etäisyysvyöhykkeet (1, 5, 10, 20, 30, 40 km) ja vakituisten asukkaiden määrä etäisyyden kumulatiivisena funktiona vuonna 2016.

Tarkempi analyysi olisi mahdollista tehdä saavutettavuusanalyysinä tieverkostoa pitkin, jolloin vyöhykkeistys tapahtuisi matka-ajan mukaan. Pienehköille virtavesille ei ole tarkkaa tietoa kuinka pitkän matkan päästä kalastajat saapuvat kalastamaan. Luonnonvarakeskuksen VETO-projektissa vuonna 2018 kalastuksenhoitomaksun maksaneiden kalastajien raportoitujen matkakustannusten perusteella voidaan kuitenkin tehdä karkea oletusarvio keskimäärin 26 km enimmäismatkasta kalastuskohteisiin oman maakunnan sisällä. Myös Tornionjoen alueella valtaosa paikallisista kalastajista matkustaa joelle kalastamaan enimmillään 40 km etäisyydeltä joesta.

Luonnonvarakeskuksen tilastotietokannan viimeisimmän tiedon mukaan (Luonnonvarakeskus 2020b) vuonna 2018 virkistyskalastajien osuus koko Suomen väestöstä oli noin 27 %. Pohjois-Karjalan alueella, missä Saramojoki sijaitsee, kalastajien osuus on noin 40 % (Tilastokeskus 2020b). Alueella kalastaminen on siis keskimääräistä aktiivisempaa kuin muualla Suomessa.

Myös kalastajien profiilit vaihtelevat. Eskelinen ja Pellikka (2019) selvittivät vapaa-ajan kalastajien profiileja kalastuksenhoitomaksun maksaneista tunnistaen viisi ryhmää, joilla oli erilaiset tavat kalastaa ja matkustaa kalastuspaikoille: ´aktiiviset vapakalastajat`, ´satunnaiset vapakalastajat`, ´himokalastajat`, ´pyydyspainotteiset aktiivikalastajat` sekä ´satunnaiset generalistit`. Eskelinen ja Pellikka (2019) huomauttivat, että noin 40 % kalastaneista ei maksa kalastuksenhoitomaksua, koska ovat iältään joko yli 64-vuotiaita tai alle 18-vuotiaita. Teimme tässä karkean

oletuksen, että tämä 40 % osuus kalastajista jakautuu samalla tavoin profiileihin kuin aikaisemmassa tutkimuksessa kalastuksenhoitomaksunsa maksaneet. On kuitenkin todennäköistä, että nuoret ovat muita ryhmiä useammin lähialueilla kalastavia, koska heillä liikkuminen rajoittuu pääsääntöisesti perheen kanssa liikkumiseen tai kevyisiin kulkuvälineisiin. Iäkkäimmillä henkilöillä vastaavia rajoitteita ei ole. Taulukossa 2 esitetään tässä laskelmassa käytetyt Pohjois-Karjalan alueen kalastajaprofiilit.

Taulukko 2. Eri kalastajaprofiileihin Pohjois-Karjalan alueella kuuluvien henkilöiden osuudet sekä profiileihin kuuluvien henkilöiden pääsääntöisesti kotoa kalassa käyvien osuudet ja keskimääräiset kalastuskerrat (Eskelinen & Pellikka 2019).

| | Osuus (Pohjois-Karjala) | Pääsääntöisesti kotoa kalassa käyvien osuus | Keskimääräiset kalastuskerrat |
|-------------------------------------|-------------------------|---|-------------------------------|
| Aktiivinen vapakalastaja | 17,9 % | 58,0 % | 29 |
| Satunnainen vapakalastaja | 10,7 % | 32,0 % | 8 |
| Himokalastaja | 25,0 % | 44,0 % | 47 |
| Pyydyspainotteinen aktiivikalastaja | 35,7 % | 41,0 % | 32 |
| Satunnainen generalisti | 10,7 % | 24,0 % | 18 |

Koska kaikkiin kalastajaprofiileihin kuuluvia henkilöitä saattoi käydä kalastamassa myös kotimaakunnan ulkopuolella esimerkiksi mökillä, otimme profiileista kertoimiksi Saramojoelle suuntautuneille matkoille vain ne osuudet matkoista, joissa käytiin pääsääntöisesti kotoa käsin kalassa. Koska kalastustapoja ei ole aineistossa tarkemmin eroteltu järvi- tai jokikohteisiin, oletimme, että myös pyydyspainotteiset aktiivikalastajat käyvät nimenomaan Saramojoen alueella kalastamassa vapakalastajien ohella, vaikka heidän kalastuskertojensa todellinen määrä lienee jokialueella rajoittunutta välineiden soveltuvuudesta johtuen. Oletimme siis, että kotoa lähtevät matkat kohdistuvat erityisesti Saramojoen alueelle eikä jonnekin toiselle vesialueelle, mikä todennäköisesti kuitenkin yliarvioi Saramojoelle suuntautuvien matkojen määrää. Näiden kertomien perusteella voitiin laskea kunkin kalastajaryhmän keskimääräiset kalastuspäivät ja sovittaa tulos Saramojoen lähialueen väestön tasolle.

Edellä kuvattujen lukujen ja laskentatapojen perusteella Saramojoen lähialueen asukkaat tekevät Saramojoen jokialueelle vuodessa 84 849 kalastuskäyntiä, eli noin 5,44 kalastuskertaa asukasta kohden. Arviossa ei ole huomioitu sitä, että etäisyys Saramojoesta saattaa vähentää kävijöiden määrää esimerkiksi vaihtoehtoisten kalastuspaikkojen ollessa suhteellisesti lähempänä mitä kauempana Saramojoesta ollaan. Ilman tarkempaa tutkimustietoa tällaisen etäisyysvähemmän arviointi perustuu enemmän valistuneeseen arvaukseen kuin tietoon. Jos kuitenkin oletettaisiin karkeasti, että etäisyys alueelta vähentää kävijöiden määrää seuraavasti:

- 1 km etäisyydellä joesta kaikki kalastus kohdistuisi Saramojokeen (100 %),
- 5 km etäisyydellä 90 %,
- 10 km säteellä 75 %,
- 20 km säteellä 50 %,
- 30 km säteellä 25 % ja
- 40 km säteellä 10 %,

vähentyisi vuotuisten käyntikertojen arvio 45 586 kalastuskäynniksi, eli noin 2,92 kalastusker-raksi asukasta kohden vuodessa.

Koska Saramojoelta ei ole aiempaa tutkimustietoa kalastusmatkan taloudellisesta arvosta, jou-duimme käyttämään kirjallisuudesta löytyviä arvioita ja siirtämään ne Saramojoelle. Pokki ym. (2020) arvioivat, samalla aineistolla kuin Eskelinen ja Pellikka (2019), kuluttajan ylijäämää virkis-tyskalastuskertojen osalta Etelä-Savon, Lapin, merialueiden ja koko Suomen osalta. Etelä-Sa-von, joka näistä arvioiduista alueista on lähimpänä Pohjois-Karjalaa, kuluttajan ylijäämäärvio kalastuskertaa kohden oli 42 euroa (vuoden 2018 euroissa). Tämä on lähes kaksi kertaa suu-rempi kuin Vesterisen ym. (2010) arvio 24,6 euroa yleiselle vesistöön suuntautuvalla virkistäy-tymiskäynnille (vuoden 2018 euroissa). Näiden arvojen perusteella Saramojoen virkistyskalas-tuksen arvo ilman etäisyysvähennemää on noin 2,09–3,56 miljoonaa ja oletetun etäisyysvähene-män kanssa 1,12–1,91 miljoonaa euroa vuodessa.

9.2.1. Padon poistamisen arvioidut vaikutukset virkistyskalastuksen käyttöarvoon

Aiempaa tutkimustietoa padon poistamisen vaikutuksista virkistyskalastuksen käyntimäärien kasvuun, niin lähistöltä kuin mahdollisesti kauempaakin, ei ole olemassa. Tämän vuoksi selvi-tyksessä voitiin vain kartoittaa alustavasti, mitä erilaiset keskimääräiset käyntimäärien kasvut voisivat tarkoittaa vuotuisten hyötyjen kasvun osalta.

Jos käyntimäärät kasvaisivat kaikilla profiileilla 0,3 kertaa vuodessa, tarkoittaisi se ilman etäi-syysvähennemää yli 5 % ja etäisyysvähennemän kanssa noin 10 % kasvua käynneissä. Vuotuiseen virkistyskalastajien ylijäämään tämä tarkoittaisi arviolta 19–33 tuhannen euron kasvua. Oletta-mamme etäisyysvähennemän kanssa vuotuinen ylijäämä kasvaisi noin 10–18 tuhannella eurolla. Jos lisäys olisi yksi kokonainen kalastuspäivä, käynnit kasvaisivat 18 % ilman etäisyysvähennemää ja 34 % etäisyysvähennemän kanssa. Vuotuisessa virkistyskalastajan ylijäämässä tämä tarkoittaisi arviolta 64–110 tuhannen euron kasvua, ja olettamamme etäisyysvähennemän kanssa vuotuinen ylijäämä kasvaisi noin 35–59 tuhannella eurolla. Muistettava on, että arvio sisältää myös epä-varmuuksia ja luku on todennäköisesti yli todellisen arvon.

Arvion tulkinnessa on myös huomioitava, että laskelma ei huomioi muun kuin alueen vakituisen väestön tuomia arvoja. Laskelma ei myöskään huomioi käytöstä riippumattomia arvoja, mitkä syntyvät Saramojoen vaelluskalakannan ja jokiluonnon monimuotoisuuden palautuessa. Näi-den arvojen osalta hyötyjen joukko on huomattavasti laajempi kuin Saramojoen lähialueiden asukkaat. Lisäksi, mikäli ennallistamisen myötä joen ja paikallisten palvelujen kyky tuottaa laa-dultaan parempaa kalastusmatkailua toteutuu, kasvaa myös alueen virkistyskäyttäjien määrä ja mahdollisesti käyntikerran arvo. Tällöin myös aluetaloudelliset vaikutukset voivat kasvaa nykyi-sestä merkittävästi. Edellä esitelty laskutapa kuitenkin hahmottaa taloudellisten arvojen yleis-tämistä ja sen vaatimia käytännön tietotarpeita.

10. Pienvesivoimaloiden taloudellinen kannattavuus ja priorisointi

Vesivoimayksikön taloudellisen kannattavuuden määräävät yksikön taloudelliset tuotot ja kustannukset sekä niihin vaikuttavat ympäristö- ja muut säädökset voimalaitoksen koosta riippumatta. Seuraavassa käydään tiiviisti läpi näiden tekijöiden ominaispiirteitä pienvesivoimatuotannossa sekä esitellään yksinkertaisen esimerkin avulla Luken kehittämä laskentamalli, jota on käytetty ja käytetään eri voimaloiden nettonykyarvon arvioinnissa.

10.1. Kustannuksien laskenta

Tuotantokustannukset voidaan jakaa kiinteisiin ja muuttuviin. Kiinteät kustannukset koituvat maksettavaksi tuotannon hetkellisestä määrästä riippumatta ja muuttuvat kustannukset riippuvat tuotantomäärästä. Vesivoimatuotannossa kustannukset ovat valtaosin kiinteitä.

Vesivoimatuotannossa kiinteät kustannukset muodostuvat vesiteistä, patorakenteista ja sähköntuotantokoneistoista ja -rakennuksista sekä vakuutuksista ja kiinteistöveroista. Tuotantopääoma pitää hankkia, sitä on ylläpidettävä ja sillä on tietty käyttöikä, jonka jälkeen se pitää uusia. Lisäksi voimalan pyörittämiseen kuuluvat tietyt tuotantomäärästä riippuvat käyttö- ja ylläpitokustannukset. Pienissä voimaloissa käyttö- ja ylläpitokustannusten osuus kokonaisuudesta on suurempi kuin suurissa voimaloissa.

Tuotantokoneiston ja muiden kiinteiden tuotantotekijöiden käyttöiät vaihtelevat. Suuret energiayhtiöt määrittelevät koneistolle laskennalliset käyttöiät, ja uusintainvestoinnit tehdään suunnitelmien mukaan. Pienissä voimaloissa on kuitenkin mahdollista toimia siten, että koneiston kuntoon reagoidaan oireiden mukaan. Näin käyttöikä saadaan pidennettyä. Toisin sanoen pienen yrityksen pyörittämänä saman tuotantoyksikön taloudellinen toimintaympäristö saattaa olla aivan erilainen kuin suuren yrityksen: pieni yritys voi pyörittää toimintaa ilman investointia, mikäli laitteisto on kunnossa, kun taas suuri yritys tekee investointinsa suunnitellun aikataulun mukaan (vesivoimayrittäjä Heikki Pirttiniemi, henkilökohtainen tiedonanto).

Tyypillisesti investointien yhteydessä tuotannon hyötysuhde paranee. Esimerkiksi Kiteen Puhoksen voimalaan vuonna 2020 tehty koneiston uusiminen kasvatti vuosituotannon 1 400 megawattitunnista 1 700 megawattituntiin (Pohjois-Karjalan Sähkö Oy 2020). Investoinneilla voidaan vaikuttaa myös laitoksen käyttökustannuksiin, esimerkiksi voimaloita automatisoimalla. Automatisointi siis siirtää kiinteitä käyttökustannuksia työvoimakustannuksista pääomakustannuksiin.

Suurin osa pienistä tuotantoyksiköistä on Suomessa yli 60 vuotta vanhoja (Motiva 2020). Korkea ikä tuo väijäämättä esiin suuria, lykättyjä investointitarpeita. Tämä on näkynyt kiinnostuksena voimaloiden purkumahdollisuuksiin. Esimerkiksi maa- ja metsätalousministeriön vetämään NOUSU-vaelluskalaohjelmaan on tarjottu useita kohteita, joissa pienestä vesivoimasta haluttaisiin luopua, jotta vältettäisiin välttämättömät investoinnit kalateineen.

Lainsäädäntö ja siihen perustuvat lupaehdot vaikuttavat kustannuksiin toisaalta suoraan, toisaalta tuottojen kautta. Voimalaa voidaan velvoittaa rakentamaan kalatie, lupaan saattaa liittyä istutus- ja seurantavelvoitteita ja yläpuolisten altaiden vedenpinnan säätelyn rajat vaikuttavat tuotantomahdollisuuksiin.

Laskentamalli ja aihe herättivät kiinnostusta esimerkiksi Uusiutuvan energian ajankohtaispäivillä 2020, jossa paneelikeskusteluun osallistuivat Pienvesivoima ry:n puheenjohtaja Asko Parviainen ja Luken erikoistutkija Antti Iho aiheenaan vesivoiman ja vesiensuojelun konfliktit. Iho ennakoii tässä selvityksessä esiteltyyn laskentamalliinsa nojaten, ettei pienimpiin tuotantoyksiköihin usein kannata rakentaa kalateitä, vaan ne kannattaisi lunastaa pois kalateiden rakentamisen romahduttaessa voimaloiden kannattavuuden. Tämän jälkeen mallia on esitelty myös Pienvesivoima ry:n ja Paikallisenergia ry:n hallituksen kokouksissa syksyllä 2020 sekä Paikallisvoiman 2021 vuosiseminaarissa.

10.2. Tuottojen laskenta

Isoimmat vesivoimalaitokset tuottavat sähköä valtakunnan kantaverkkoon. Sähkön myyntihinta ei kuitenkaan ole yksiselitteinen. Tämä johtuu sähköverkon luonteesta: sähköä pitää tuottaa ja kuluttaa joka hetki yhtä paljon. Tuotannon ja kulutuksen epätasapainotilanteita varten Fingrid pitää yllä erilaisia sähköreservimarkkinoita. Epätasapainotilanteet aiheuttavat poikkeamia 50 Hz taajuudesta. Erilaiset reservimarkkinat eroavat toisistaan siinä, kuinka nopeasti häiriöön reagoidaan. Nopean taajuusreservin markkinat voivat nostaa tuotantoa sekunnin sisällä. Taajuusohjatut häiriöreservi ja käyttöreservi reagoivat sekunnin ja minuutin välillä, automaattinen taajuudenhallintareservi minuutin ja viidentoista minuutin välillä ja manuaaliset säätösähkömarkkinat, säätökapasiteettimarkkinat ja erilaiset varavoimalaitokset alle viidessätoista minuutissa. Tämän lisäksi on olemassa hitaammin käyttöön otettavaa korvaavaa reserviä.

Säätö- ja reservisähkömarkkinoita ylläpidetään sopimuksin. Säätösähkön hinnan muodostumista on tarkasteltu esimerkiksi Arvovesi-hankkeen blogikirjoituksessa (Huuki ym. 2021). Nopeisiin tuotannon muutoksiin reagoiminen edellyttää automatisoituja laitoksia. Pidempiaikaiseen säätöön tarvitaan puolestaan suurten vesialtaiden mahdollistamaa pitempikestoista tuotannon lisäämistä. Pienvesivoimalaitosten mahdollisuudet osallistua näihin tuottoisampiin sähkömarkkinoihin ovat rajalliset. Monet voimalat ovat jokivoimaloita ilman juuri minkäänlaista säätömahdollisuutta. Vesiluvat usein varsin tiukkoine järven pinnansäätelyrajoineen rajoittavat myös sellaisten pienten voimaloiden, joiden yläpuolella on järviällä, osallistumista säätösähkömarkkinoille.

Heikko osallistumismahdollisuus tuottoisimmille markkinoille yksinkertaistaa pienvoimaloiden tuottojen arviointia. Sähkön hintaan voi käyttää esimerkiksi kymmenen vuoden keskiarvoa sähkön tukkuhinnalle, mikä oli vuosina 2010–2020 noin 40 euroa/MWh. Eri lukunsa ovat suoraan kotitalouksille sähköä tuottavat voimalat, sillä niissä säästetään sähkön siirtohintaa, jonka merkitys voi olla varsin suuri. Kotitalouskäytössä olevat voimalat muodostavat kuitenkin oman kenttensä, johon ei tässä luvussa puututa.

10.3. Arvonmäärityksen keinoja

Kun etsitään yhteiskunnallisesti järkevää tapaa hyödyntää eri vesistöjä, tarvitaan tietoa siitä, kuinka arvokkaita eri vaihtoehdot ovat. Vesivoimalan arvon määrittämiseen ei ole vakiintunutta tapaa. Vapailla markkinoilla arvo nähdään markkinahinnassa. Toisaalta vesivoimaloiden kaupat ovat harvinaisia, eikä niiden kauppahintoja usein kerrota julkisuuteen. Kaikkein keskeisintä on kuitenkin se, että vesivoimalan arvon määrittäminen voi tulla eteen hetkenä, jolloin voimala ei ole kaupan. Esimerkiksi vesiluvan tarkistamisen (Hiitolanjoen alimmat kolme voimalaitosta) tai myöntämisen (Virtaan voimala) yhteydessä voimalan taloudellinen asema voi muuttua niin merkittävästi, että sähköntuotannosta luopuminen saattaa olla järkevin vaihtoehto kaikille

osapuolille. Voimalan arvon määrittelemistä tarvitaan ensinnäkin arvioitaessa sitä, kannattaako vesistön luontoarvojen ja voimantuotannon yhteensovittamisen sijaan tuotantolaitos lopettaa, ja toisekseen miten suuri korvaus voimalan omistajan tulisi laitoksestaan saada lopettamisen yhteydessä.

Vesilain intressivertailu tarjoaa yhden tavan arvon laskemiseen. Siinä lasketaan vesivoiman tuotto 20 vuoden ajalta (ilman kustannuksia) ja tämä kerrotaan puolellatoista. On selvää, että kannattavuusrajoilla taistelevan vesivoimalan arvon määrittelemiseen tämä soveltuu huonosti.

Valtionvarainministeriö on laatinut yksityiskohtaisen ohjeen vesivoimalan arvon määrittelylle verotusta varten. Vuonna 2019 voimaan astunut asetus muodostaa jälleenhankinta-arvon tehon, putouskorkeuden, rakennuksen koon ja iän perusteella tiettyä laskentatapaa noudattaen (Valtiovarainministeriön asetus vesivoimalaitoksen ja sen rakenteiden jälleenhankinta-arvon perusteista 2018).

Vuonna 2005 valmistui kooste koskiensuojelulain sekä Ounasjoen ja Kyrönjoen erityissuojelulakien mukaisista korvaustoimituksista (Häkkinen ym. 2005). Nämä koskivat lähinnä koskia, jotka jäivät rakentamatta lakien voimaantulon vuoksi. Arvoon huomioitiin virtaamat, putouskorkeudet ja -kaltevuudet, järvisyydet ja monet muut sähköntuotantopotentiaalia kuvaavat piirteet.

Mikään edellä mainituista tavoista ei vastaa tyydyttävästi kysymykseen siitä, kuinka arvokas on nykyisenkaltainen tuotantolaitos mahdollisuuksineen tuottaa sähkö sähkömarkkinoille. Tämä olisi (korkeintaan) se hinta, mikä tällaisen tuotannontekijän hallinnasta oltaisiin valmiita maksamaan.

Tuotimme Luonnonvarakeskuksen sisäisesti rahoittamassa Puhos-hankkeessa laskentatyökälun voimalan nettonykyarvon laskemiseen. Se laskee voimalan elinkaaren aikaisten investointikustannusten ja tulovirtojen diskontatut eli nykyarvoistetut summat. Laskenta-työkälua on kehitetty yhdessä sidosryhmien kanssa (mm. MMM, pienet sähköntuottajat, WWF).

Nykyarvolaskurin näkymä on kuvassa 18. Laskuriin syötetään laskennan perustiedot: käytetty diskonttokorko (B1), nykyhetki (B2), vuosituotanto (B27) ja sähkön myyntihinta (B28). Voimalan perustietoihin kuuluu kolme valittavaa investointia ja niiden kustannukset (B6, B10, B14), arvioidut ajankohdat (B7, B11, B15) ja elinkaaret, eli kuinka usein investoinnit joudutaan toistamaan seuraavan eteen tulevan investoinnin jälkeen (B8, B12, B16), sekä investointien mahdollisesti aiheuttamat tehonlisäykset tuotantomäärässä (B9, B13, B17). Kaikki investoinnit voi myös jättää tyhjäksi. Mikäli voimalalle on tulossa kalatievelvoite, tämän kustannus (B19), ajankohta (B20), sen vaatima keskivirtaama (E21), joen keskivirtaama (E22) sekä mahdolliset seurantavelvoitteiden kustannukset tulee syöttää asianmukaisesti soluihin. Käyttö- ja ylläpitokustannukset (B4) on viimeinen tarvittava tieto nykyarvon (NPV) laskemiseen soluun G8. Laskuriin voi myös valita mahdollisen myynti- tai lopetus vuoden (G10) sekä tällöin saatava tai maksettava korvaus (G12).

Nettonykyarvoon siis lasketaan kustannuksina jokainen tästä hetkestä ikuisuuteen eteen tuleva investointi sekä voimalasta saatava tulovirta. Nämä diskontataan, joten jo sadan vuoden kuluttua tulevat kustannukset tai tulot ovat merkityksettömiä. Toki tähän vaikuttaa diskonttokoron valinta: alhainen korko tuo kaukaisetkin kustannukset ja tuotot tärkeämmiksi ja päinvastoin.

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 29/2021

| | A | B | C | D | E | F | G |
|----|--|------------|------------------|---|----------|------------------|---|
| 1 | DISKONTTOKORKO | 0,04 | 0.961538 | | | | |
| 2 | Nykyvuosi | 2021 | | | | | |
| 3 | Vuosi, josta laskeminen alkaa | 2021 | | | | | |
| 4 | Käyttö- ja ylläpitokustannukset vuosittain (€) | 30,000.00 | | | | | |
| 5 | INVESTOINNIT | | | | | | |
| 6 | Investointi A (€) | 500,000.00 | | | | | |
| 7 | A:n tekovuosi | 2035 | | | | | |
| 8 | Elinkaaren pituus (vuosina) | 35.00 | | | | | |
| 9 | Tehonlisäys (merkitse 0 jos ei lisää tehoa) | 0.05 | | | | | |
| 10 | Investointi B (€) automatisaatio | 150,000.00 | | | | | |
| 11 | B:n tekovuosi | 2026 | | | | | |
| 12 | Elinkaaren pituus (vuosina) | 25.00 | | | | | |
| 13 | Tehonlisäys (merkitse 0 jos ei lisää tehoa) | 0.00 | | | | | |
| 14 | Investointi C (€) patokunnossapito | 0.00 | | | | | |
| 15 | C:n tekovuosi | 2035 | | | | | |
| 16 | Elinkaaren pituus (vuosina) | 100.00 | | | | | |
| 17 | Tehonlisäys (merkitse 0 jos ei lisää tehoa) | 0.00 | | | | | |
| 18 | VESITALOUSLUVAN MUKAISET VELVOITTEET | | | | | | |
| 19 | Kalatien rakennuskustannukset (€) | 500,000.00 | | | | | |
| 20 | Kalatien valmistusvuosi | 2022 | | | | | |
| 21 | Kalatien tarvitsema vesimäärä (osuus vuosienenergasta) | 0.07 | Arvio: tarvitsee | 1 | kuutiota | | |
| 22 | Kalataloudelliset seurantavelvoitteet alussa | 30,000.00 | | | 15 | keskivirtaamasta | |
| 23 | Alun seurantavelvoitteet voimassa (vuotta) | 5.00 | | | | | |
| 24 | Pysyvät seurantavelvoitteet | 5,000.00 | | | | | |
| 25 | TULOT | | | | | | |
| 26 | | | | | | | |
| 27 | Vuosenergia (MWh/vuosi) | 2,000.00 | | | | | |
| 28 | Sähkön myyntihinta (€/MWh) | 40.00 | | | | | |

Kuva 18. Nettonykyarvolaskurin näkymä.

Laskurin avulla toiminnanharjoittaja voi tarkastella tulevaisuuden taloudellista arvoa. Se voi myös arvioida sen avulla, kuinka suuren kertakorvauksen toimija tarvitsisi toiminnasta luopumiseen. Valtio tai jokin muu ostajataho puolestaan voi tarkastella sitä, kuinka paljon voimalasta tulisi maksaa. Laskelmissa on tärkeää käyttää järkevää diskonttokorkoa ja realistista sähkön myyntihintaa. Laskuriin voisi laittaa lisää yksityiskohtia (vakuutusmaksut, konerikkojen todennäköisyydet funktiona investointisyklin vaiheesta jne.), mutta on todennäköisesti kuitenkin tarkoituksenmukaisinta, että sekä ostaja että myyjä ymmärtävät laskurin olevan päätöksenteon tukiväline, ei kaupanteon hinnan kertova automaatti.

10.3.1. Arvo ei ole hinta

Laskurin maksimaalinen tarkkuus ei siis ole välttämättä hyödyllisin tavoite. Tämä johtuu siitä, että voimalan omistajalla on hallussaan aina tarkempaa tietoa voimalansa kunnosta kuin ostajalla. Tietäen, että investointitarpeiden ja kustannusten aliarviointi ja pääomaluokkien elinkaarien yliarviointi lisäävät laskennallista nettonykyarvoa, omistajalla on kannustin vähätellä ja ostajalla vastaavasti liioitella näitä tietoja. Näin ollen laskuri ja sen tuottama arvo pitää nähdä ensi sijassa keskustelun apuvälineinä. Sen avulla voimalan omistajalle itselleenkin voi valjeta esimerkiksi mahdollisten tulevien kalatievelvoitteiden taloudellinen raskaus ja voimalan lopettamisen houkuttelevuus. Ostajataholle puolestaan on hyvä hahmottaa, että vuodenkin tuotantomahdollisuus voi olla todella arvokas tai vuodenkin myöhästynyt ostopäätös voi olla todella kallis.

On yksinkertaisinta, jos pienten vesivoimaloiden lunastuskaupat perustuvat vapaaehtoisuuteen. Tämän takia käytettävän laskentatavan on oltava molempien osapuolten hyväksymä. Jo nyt on kuitenkin osoittautunut, että useat toimijat kokevat laskurin informatiiviseksi ja taloudellista asemaa hyvin kuvaavaksi. On kuitenkin paljon myös niitä, jotka mieluusti haluaisivat voimalansa arvotettavan vesilain intressivertailun periaatteiden mukaan. Tämä kieli siitä, että voimalan taloudellinen arvo on hyvin alhainen.

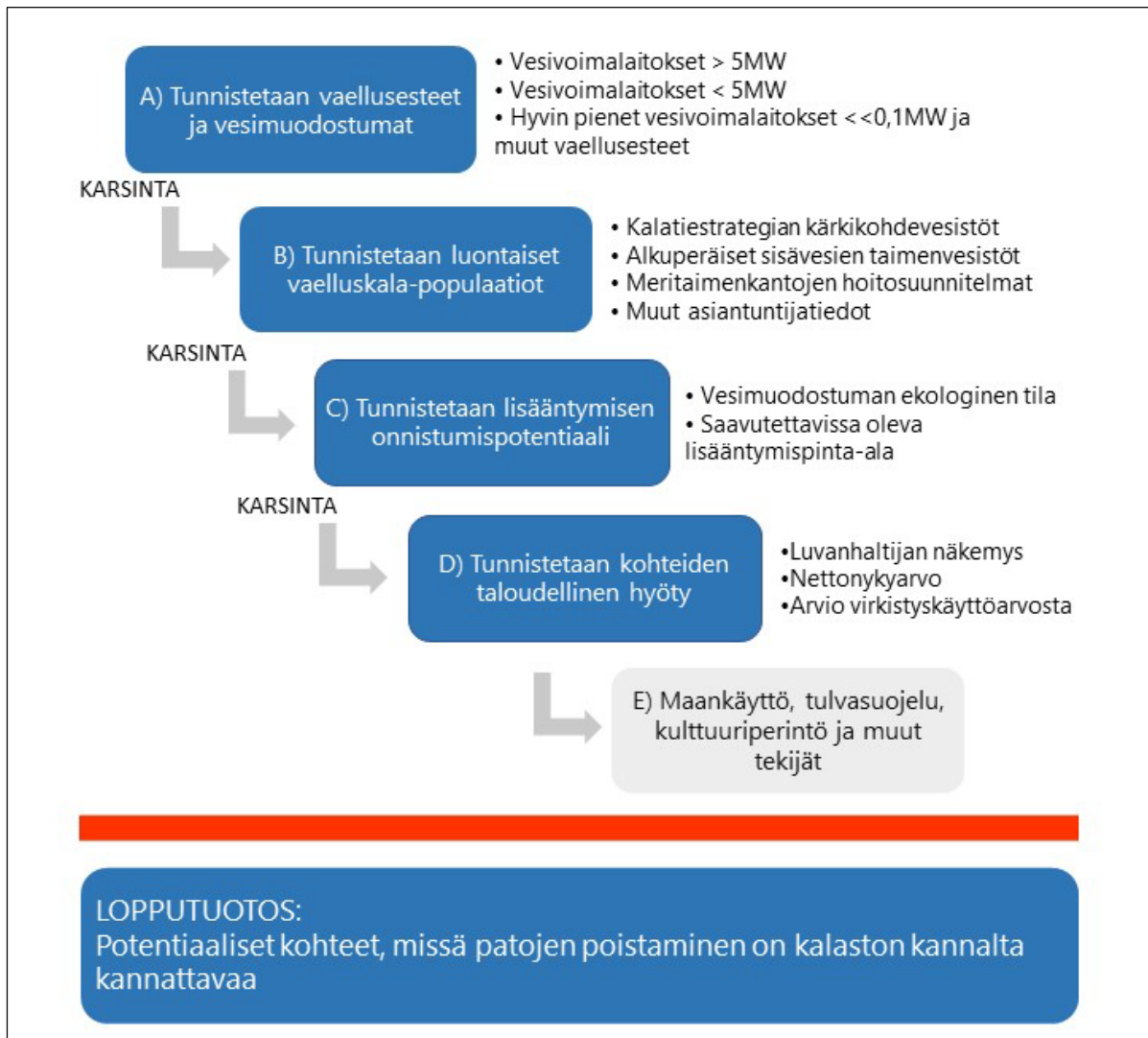
Hintojen löytämiseen olisi hyvä kehittää myös vaihtoehtoisia muodostamistapoja. Esimerkiksi Suomen Akatemian rahoittamassa Sushydro-hankkessa (v. 2020–2024) kehitellään tarjouskilpailumekanismia, jolla voitaisiin löytää voimalat, joiden vapaaehtoinen lopettaminen olisi veronmaksajille mahdollisimman edullista.

11. Yhteenveto vaellusesteiden poistamisen priorisointiesimerkistä

Tämän tutkimusraportin B-osassa (luvut 5–10) käsiteltiin priorisointia, jonka tavoitteena oli tuottaa taustatietoa mahdollisten patojen poistokohteiden valintaan siten, että niillä saavutetaisiin mahdollisimman suuri ekologinen hyöty taimenen kannalta. Aihetta käsiteltiin olemassa olevien tietokantojen ja aineistojen perusteella. Koska tietokantojen keskinäisessä toimivuudessa ja niiden päivitystilanteessa on suuriakin puutteita, varsinaisista kohdelistauksista luovuttiin kokonaan, ja työssä keskityttiin kuvaamaan esimerkinomaisesti mahdollinen priorisoinnin eteneminen.

Potentiaalisten padonpoistokohteiden selvittäminen tässä oppaassa esityn mallin mukaisesti etenee pääpiirteittäin kuvassa 19 esitettyjen vaiheiden kautta. Oleellista on tunnistaa ensin olemassa olevat vesistö rakenteet (vaihe A) sekä vesistöjen mahdolliset luontaiset vaelluskalapopulaatiot (vaihe B). Näiden selvityksien jälkeen on oleellista selvittää kyseisen vaelluskalalajin potentiaali luonnonlisääntymiseen vesistössä (vaihe C). Tähän vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin vaellusesteiden olemassaolo tai poistaminen sekä vesienhoidossa tehdyt arviot vesistöjen ekologisesta tilasta. Päätös kokonaan tai osittain poistamisesta, tai poistamatta jättämisestä muodostuu käytännössä ekologisten tekijöiden lisäksi myös taloudellisesta, virkistyskäyttöarvojen, kulttuuriperintöarvojen, maankäyttöarvojen ja muiden mahdollisten arvojen priorisoinnista kohteiden mukaisesti (vaiheet D–E). Vaihetta E ei varsinaisesti käsitelty tässä raportissa.

Taustatietoina priorisoinnissa voidaan käyttää esimerkiksi kalatiestrategian taustaselvityksissä esitettyä kohteiden priorisointilistausta (ks. Sutela ym. 2016, Liite 4). Tietoja sisävesien alkuperäisistä taimenkannoista löytyy julkaisusta Syrjänen ym. (2017) ja meritaimenen osalta suositellaan hyödynnettävän meritaimenkantojen vesistökohtaisia elvytys- ja hoitosuunnitelmia (Koivurinta ym. 2019). Patojen poistamiseen voi liittyä myös muita luonto- ja monimuotoisuusarvoja kuin vaelluskalat ja erityisesti taimen, mihin tässä selvityksessä keskityttiin (esimerkiksi jokihelmisimpukka). Olemassa olevien aineistojen lisäksi voi olla tarpeellista kerätä myös asiantuntijanäkemyksiä esimerkiksi alueellisilta kalatalous- ja ympäristöviranomaisilta, yhdistyksiltä ja järjestöiltä sekä kalatalousalueilta.



Kuva 19. Yhteenveto vaellusesteiden poistamisen priorisoinnista. Priorisoinnin vaiheissa A–C tavoitteena on maksimoida padonpoistohankkeiden vaikuttavuutta luontoarvojen kannalta, ja vaiheissa D–E tarkastellaan hankkeiden taloudellisia ja muita toteutumismahdollisuuksia. Vaihetta E ei varsinaisesti käsitelty tässä työssä.

Viitteet

- Akin, B.S. & Kırmızıgül, O. 2017. Heavy metal contamination in surface sediments of Gökçekaya Dam Lake, Eskişehir, Turkey. *Environmental Earth Sciences* 76(11): 402.
- Albert, J.S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S.M., Magurran, A.E., Oberdorff, T., Reis, R.E., Winemiller, K.O. & Ripple, W.J. 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio* 50: 85–94.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. (toim.) 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht. 436 s. ISBN 978-1-4020-5582-9.
- American Rivers 2019. American Rivers Dam Removal Database, version 7. Saantitapa: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.5234068.v7>. [viitattu 17.12.2020].
- Amos, R.A. 2008. Upstream River Responses to Low-Head Dam Removal. Master's Thesis, University of Waterloo, Waterloo. 149 s. Saantitapa: <https://uwspace.uwaterloo.ca/bitstream/handle/10012/3497/Upstream%20River%20Responses%20to%20Low%20Head%20Dam%20Removal.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Armstrong, R.W. & Sloan, R.J. 1988. PCB Patterns in Hudson River Fish. I. Resident Freshwater Fish Species, s. 304–324. Teoksessa: 'Fisheries Research in the Hudson River' Smith, C.L. (toim.). State University of New York Press, New York. 407 s. ISBN: 978-0-8870-6455-5.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & Museth, J. 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582: 5–15.
- Ashley, J.T., Bushaw-Newton, K., Wilhelm, M., Boettner, A., Drames, G. & Velinsky, D.J. 2006. The effects of small dam removal on the distribution of sedimentary contaminants. *Environmental Monitoring and Assessment* 114(1–3): 287–312.
- Atkinson, S.D. & Bartholomew, J.L. 2010. Disparate infection patterns of *Ceratomyxa shasta* (Myxozoa) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) correlate with internal transcribed spacer-1 sequence variation in the parasite. *International Journal for Parasitology* 40(5): 599–604.
- Aufdenkampe, A.K., Mayorga, E., Raymond, P.A., Melack, J.M., Doney, S. C., Alin, S.R., Aalto, R.E. & Yoo, K. 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(1): 53–60.
- Bae, Y.J., Won, D.H., Hoang, D.H., Jin, Y.H. & Hwang, J.M. 2003. Community composition and functional feeding groups of aquatic insects according to stream order from the Gapyeong Creek in Gyeonggi-do, Korea. *Korean Journal of Limnology* 36(1): 21–28.
- Baisez, A., Bach, J.M., Leon, C., Parouty, T., Terrade, R., Hoffmann, M. & Laffaille, P. 2011. Migration delays and mortality of adult Atlantic salmon *Salmo salar* en route to spawning grounds on the River Allier, France. *Endangered Species Research* 15(3): 265–270.
- Barros, N., Cole, J.J., Tranvik, L.J., Prairie, Y.T., Bastviken, D., Huszar, V.L.M., del Giorgio, P. & Roland, F. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience* 4: 593–596.

- Battin, T.J., Luysaert, S., Kaplan, L.A., Aufdenkampe, A.K., Richter, A. & Tranvik, L.J. 2009. The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience* 2(9): 598–600.
- Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255–283.
- Baxter, C.V., Fausch, K.D. & Carl Saunders, W. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50(2): 201–220.
- Bednarek, A.T. 2001. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental management* 27(6): 803–814.
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K. & Barry, J. 2020. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature* 588:436–441.
- Bellmore, J.R., Pess, G.R., Duda, J.J., O'Connor, J.E., East, A.E., Foley, M.M., Wilcox, A.C., Major, J.J., Shafroth, P.B., Morley, S.A., Magirl, C.S., Anderson, C.W., Evans, J.E., Torgersen, C.E. & Craig L.S. 2019. Conceptualizing ecological responses to dam removal: If you remove it, what's to come? *BioScience* 69(1): 26–39.
- Benítez-Mora, A. & Camargo, J.A. 2014. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiologia* 728(1): 167–178.
- Bilby, R.E., Fransen, B.R. & Bisson, P.A. 1996. Incorporation of nitrogen and carbon from spawning coho salmon into the trophic system of small streams: evidence from stable isotopes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1): 164–173.
- Bilby, R.E., Fransen, B.R., Bisson, P.A. & Walter, J.K. 1998. Response of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) to the addition of salmon carcasses to two streams in southwestern Washington, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(8): 1909–1918.
- Birnie-Gauvin, K., Larsen, M.H., Nielsen, J. & Aarestrup, K. 2017. 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *Journal of Environmental Management* 204: 467–471.
- Birnie-Gauvin, K., Candee, M.M., Baktoft, H., Larsen, M.H., Koed, A. & Aarestrup, K. 2018. River connectivity reestablished: Effects and implications of six weir removals on brown trout smolt migration. *River Research and Applications* 34(6): 548–554.
- Bogan, A.E. 1993. Freshwater bivalve extinctions (Mollusca: Unionoida): a search for causes. *American Zoologist* 33(6): 599–609.
- Bosch, N.S. & Allan, J.D. 2008. The influence of impoundments on nutrient budgets in two catchments of Southeastern Michigan. *Biogeochemistry* 87(3): 325–338.
- Bountry, J.A., Lai, Y.G. & Randle, T.J. 2013. Sediment impacts from the savage rapids dam removal, Rogue River, Oregon, s. 93–104. *Teoksessa: 'Reviews in Engineering Geology XXI: The Challenges of Dam Removal and River Restoration', De Graff, J.V. & Evans, J.E. (toim.). The Geological Society of America, Boulder. 203 s. ISBN: 978-0-8137-4121-5.*

- Bowman, M.B. 2002. Legal Perspectives on Dam Removal: This article outlines the legal issues associated with dam removal and examines how environmental restoration activities such as dam removal fit into the existing US legal system. *BioScience* 52(8): 739–747.
- Branco, P., Segurado, P., Santos, J.M., Pinheiro, P. & Ferreira, M.T. 2012. Does longitudinal connectivity loss affect the distribution of freshwater fish? *Ecological Engineering* 48: 70–78.
- Branco, P., Amaral, S.D., Ferreira, M.T. & Santos, J.M. 2017. Do small barriers affect the movement of freshwater fish by increasing residency? *Science of the Total Environment* 581: 486–494.
- Bredenhand, E. & Samways, M.J. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation* 13(3): 297–307.
- Brenkman, S.J., Mumford, S.L., House, M. & Patterson, C. 2008. Establishing baseline information on the geographic distribution of fish pathogens endemic in Pacific salmonids prior to dam removal and subsequent recolonization by anadromous fish in the Elwha River, Washington. *Northwest Science* 82(1): 142–152.
- Brenkman, S.J., Peters, R.J., Tabor, R.A., Geffre, J.J. & Sutton, K.T. 2019. Rapid Recolonization and Life History Responses of Bull Trout Following Dam Removal in Washington's Elwha River. *North American Journal of Fisheries Management* 39(3): 560–573.
- Bril, J.S., Durst, J.J., Hurley, B.M., Just, C.L. & Newton, T.J. 2014. Sensor data as a measure of native freshwater mussel impact on nitrate formation and food digestion in continuous-flow mesocosms. *Freshwater Science* 33(2): 417–424.
- Brooker, M.P. 1981. The impact of impoundments on the downstream fisheries and general ecology of rivers. *Advances in Applied Biology* 4: 91–152.
- Brune, G.M. 1953. Trap efficiency of reservoirs. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 34(3): 407–418.
- Burdick, S.M. & Hightower, J.E. 2006. Distribution of spawning activity by anadromous fishes in an Atlantic slope drainage after removal of a low-head dam. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(5): 1290–1300.
- Burroughs, B.A., Hayes, D.B., Klomp, K.D., Hansen, J.F. & Mistak, J. 2010. The effects of the Stornach Dam removal on fish in the Pine River, Manistee County, Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society* 139(5): 1595–1613.
- Bushaw-Newton, K.L., Hart, D.D., Pizzuto, J.E., Thomson, J.R., Egan, J., Ashley, J.T., Johnson, T.E., Horwitz, R.T., Keeley, M., Lawrence, J., Charles, D., Gatenby, C., Kreeger, D.A., Nightengale, T., Thomas, R.L. & Charles, D. 2002. An Integrative Approach Towards Understanding Ecological Responses to Dam Removal: The Manatawny Creek Study. *Journal of the American Water Resources Association* 38(6): 1581–1599.
- Čada, G.F. 2001. The development of advanced hydroelectric turbines to improve fish passage survival. *Fisheries* 26(9): 14–23.

- Cai, Y., Zhang, M., Xu, J. & Heino, J. 2018. Geographical gradients in the biodiversity of Chinese freshwater molluscs: Implications for conservation. *Diversity and Distributions* 24: 485–496.
- Camargo, J.A., Alonso, Á. & De la Puente, M. 2005. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Water Research* 39(14): 3376–3384.
- Cannatelli, K.M. & Curran, J.C. 2012. Importance of hydrology on channel evolution following dam removal: case study and conceptual model. *Journal of Hydraulic Engineering* 138(5): 377–390.
- Cannatelli, K. 2013. Rethinking Dredging: A Quantitative Analysis of Dam Removal Techniques. Doctoral Dissertation, University of Virginia, Virginia. 270 s. <http://libra.virginia.edu/catalog/libra-0a:3417>.
- Carlson, P.E., Donadi, S. & Sandin, L. 2018. Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *Journal of Applied Ecology* 55(4): 1896–1907.
- Casper, A.F., Thorp, J.H., Davies, S.R. & Courtemanch, D.L. 2006. Ecological responses of zoobenthos to dam removal on the Kennebec River, Maine, USA. *Large Rivers* 16(4): 541–555.
- Catalano, M.J., Bozek, M.A. & Pellett, T.D. 2007. Effects of dam removal on fish assemblage structure and spatial distributions in the Baraboo River, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 27(2): 519–530.
- Caudill, C.C., Daigle, W.R., Keefer, M.L., Boggs, C.T., Jepson, M.A., Burke, B.J., Zabel, R.W., Bjornn, T.C. & Peery, C.A. 2007. Slow dam passage in adult Columbia River salmonids associated with unsuccessful migration: delayed negative effects of passage obstacles or condition-dependent mortality? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64(7): 979–995.
- Céréghino, R., Cugny, P. & Lavandier, P. 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology* 87(1): 47–60.
- Chang, H.Y., Chiu, M.C., Chuang, Y.L., Tzeng, C.S., Kuo, M.H., Yeh, C.H., Wang, H.W., Wu, S.H., Kuan, W.H., Tsai, S.T., Shao, K.T. & Lin, H.J. 2017. Community responses to dam removal in a subtropical mountainous stream. *Aquatic Sciences* 79(4): 967–983.
- Chiu, M.C., Yeh, C.H., Sun, Y.H. & Kuo, M.H. 2013. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquatic Ecology* 47(2): 245–252.
- Clavero, M. & Hermoso, V. 2011. Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation* 20(1): 41–57.
- Clemento, A.J., Anderson, E.C., Boughton, D., Girman, D. & Garza, J.C. 2009. Population genetic structure and ancestry of *Oncorhynchus mykiss* populations above and below dams in south-central California. *Conservation Genetics* 10(5): 1321–1336.
- Cole, J.J., Prairie, Y.T., Caraco, N.F., McDowell, W.H., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., Duarte C.M., Kortelainen, P., Downing, J.A., Middelburg, J.J. & Melack, J. 2007. Plumbing the global

- carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10(1): 172–185.
- Collas, M., Becking, T., Delpy, M., Pflieger, M., Bohn, P., Reynolds, J. & Grandjean, F. 2016. Monitoring of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) population during a crayfish plague outbreak followed by rescue. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417(1).
- Cooper, M. & Prideaux, B. 2009. Conclusions and Challenges, 257–264. Teoksessa: 'River Tourism', Prideaux, B. & Cooper, M. (toim.). Wallingford, Oxfordshire. 288 s. ISBN: 978-1-8459-3468-2.
- Cooper, J.E. 2011. Unionid mussel mortality from habitat loss in the Salmon River, New York, following dam removal. *Advances in Environmental Research* 14: 351–364.
- Couto, T.B. & Olden, J.D. 2018. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16: 91–100.
- Crozier, L.G., Hendry, A.P., Lawson, P.W., Quinn, T.P., Mantua, N.J., Battin, J., Shaw, R.G. & Huey, R.B. 2008. Potential responses to climate change in organisms with complex life histories: evolution and plasticity in Pacific salmon. *Evolutionary Applications* 1(2): 252–270.
- Csiki, S. & Rhoads, B.L. 2010. Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography* 34(6): 755–780.
- Csiki, S.J. & Rhoads B.L. 2014. Influence of four run-of-river dams on channel morphology and sediment characteristics in Illinois, USA. *Geomorphology* 206: 215–229.
- Cubley, E.S. & Brown, R.L. 2016. Restoration of hydrochory following dam removal on the Elwha River, Washington. *River Research and Applications* 32(7): 1566–1575.
- Cui, Y., Booth, D.B., Monschke, J., Gentzler, S., Roadifer, J., Greimann, B. & Cluer, B. 2017. Analyses of the erosion of fine sediment deposit for a large dam-removal project: an empirical approach. *International Journal of River Basin Management* 15(1): 103–114.
- Death, R.G. & Winterbourn, M.J. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. *Ecology* 76(5): 1446–1460.
- Díaz, G., Górski, K., Heino, J., Arriagada, P., Link, O. & Habit, E. 2021. The longest fragment drives fish beta diversity in fragmented river networks: implications for river management and conservation. *Science of the Total Environment*, painossa.
- Ding, C., Jiang, X., Wang, L., Fan, H., Chen, L., Hu, J., Wang, H., Chen, Y., Shi, X., Chen, H., Pan, B., Ding, L., Zhang, C. & He, D. 2019. Fish assemblage responses to a low-head dam removal in the Lancang River. *Chinese Geographical Science* 29(1): 26–36.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H. & Harbor, J.M. 2002. Geomorphic analogies for assessing probable channel response to dam removal. *Journal of the American Water Resources Association* 38(6): 1567–1579.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H. & Harbor, J.M. 2003. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Water Resources Research* 39(1).

- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Orr, C.H., Selle, A.R., Sethi, S.A. & Harbor, J.M. 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the Heartland. *Geomorphology* 71(1–2): 227–244.
- Doyle, M.W., Stanley, E.H., Havlick, D.G., Kaiser, M.J., Steinbach, G., Graf, W.L., Galloway, G.E. & Riggsbee, J.A. 2008. Aging infrastructure and ecosystem restoration. *Science* 319: 286–287.
- Drake, D.C., Smith, J.V. & Naiman, R.J. 2005. Salmon decay and nutrient contributions to riparian forest soils. *Northwest Science* 79: 61–71.
- Draut, A.E. & Ritchie, A.C. 2015. Sedimentology of new fluvial deposits on the Elwha River, Washington, USA, formed during large-scale dam removal. *River Research and Applications* 31(1): 42–61.
- Drinkwater, K.F. & Frank, K.T. 1994. Effects of river regulation and diversion on marine fish and invertebrates. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4(2): 135–151.
- Dudgeon, D. 2000. Large-scale hydrological changes in tropical Asia: prospects for riverine biodiversity: the construction of large dams will have an impact on the biodiversity of tropical Asian rivers and their associated wetlands. *BioScience* 50(9): 793–806.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews* 81(2): 163–182.
- Duncan, J.R. & Lockwood, J.L. 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological conservation* 102(1): 97–105.
- Eloranta, A.J. & Eloranta, A.P. 2016. Rumpurakenteiden ympäristöongelmat, niiden ehkäisy ja korjaaminen. Keski-suomalainen pilottitutkimus. Keski-Suomen ELY-keskus, Jyväskylä. 196 s.
- Kauppa- ja teollisuusministeriö 2005. Vesivoimatuotannon määrä ja lisäämismahdollisuudet Suomessa. <https://docplayer.fi/399269-Kauppa-ja-teollisuusministerio-energiaosasto-vesivoimatuotannon-maara-ja-lisaamismahdollisuudet-suomessa.html>.
- Engle, R., Skalicky, J. & Poirier, J. 2013. Translocation of Lower Columbia River Fall Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) In the Year of Condit Dam Removal and Year One Post-Removal Assessments. 2011 and 2012 Report. U.S. Fish and Wildlife Service, Columbia River Fisheries Program Office, Vancouver. 47 s. <https://www.fws.gov/columbiariver/publications/WhiteSalmonRiverReportMarch2013.pdf>.
- Eskelinen, P. & Pellikka, J. 2019. Vapaa-ajan kalastajien profiilit. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 41/2019. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 66 s.
- EU 2030 Biodiversity Strategy 2020. Bringing nature back into our lives. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/api/files/attachment/865560/factsheet-EU-biodiversity-strategy_en.pdf.pdf.
- Evans, J.E. & Gottgens, J.F. 2007. Contaminant stratigraphy of the Ballville Reservoir, Sandusky River, NW Ohio: implications for dam removal. *Journal of Great Lakes Research* 33(2): 182–193.

- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews* 81(1): 117–142.
- Fausch, K.D. 2008. A paradox of trout invasions in North America. *Biological Invasions* 10(5): 685–701.
- Fenci, J.S., Mather, M.E., Costigan, K.H. & Daniels, M.D. 2015. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *PLoS One* 10(11): e0141210.
- Ferguson, J.W., Absolon, R.F., Carlson, T.J. & Sandford, B.P. 2006. Evidence of delayed mortality on juvenile Pacific salmon passing through turbines at Columbia River dams. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(1): 139–150.
- Firoozi, F., Roozbahani, A. & Bavani, A.M. 2020. Developing a framework for assessment of climate change impact on thermal stratification of dam reservoirs. *International Journal of Environmental Science and Technology* 17(4): 2295–2310.
- Fjeldstad, H.P., Barlaup, B.T., Stickler, M., Gabrielsen, S.E. & Alfredsen, K. 2012. Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. *River Research and Applications* 28(6): 753–763.
- Foley, M.M., Magilligan, F.J., Torgersen, C.E., Major, J.J., Anderson, C.W., Connolly, P.J., Wieferich, D., Shafroth, P.B., Evans, J.E, Infante, D. & Craig, L.S. 2017. Landscape context and the biophysical response of rivers to dam removal in the United States. *PLoS One* 12(7): e0180107.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., Haywood, J., Lean, J., Lore, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schultz, M. & Van Dorland, R. 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing, s. 129–234. Teoksessa: 'Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change', Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (toim.). Cambridge University Press, Cambridge. 996 s. ISBN 978-0-521-70596-7.
- Friedl, G. & Wüest, A. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64(1): 55–65.
- Gamper, N.L. & Savina, M.V. 2000. Reversible metabolic depression in hepatocytes of lamprey (*Lampetra fluviatilis*) during pre-spawning: regulation by substrate availability. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* 127(2): 147–154.
- Gardner, C., Coghlan Jr, S. M., Zydlewski, J. & Saunders, R. 2013. Distribution and abundance of stream fishes in relation to barriers: implications for monitoring stream recovery after barrier removal. *River research and applications* 29(1): 65–78.
- Gehrke, P.C., Gilligan, D.M. & Barwick, M. 2002. Changes in fish communities of the Shoalhaven River 20 years after construction of Tallowa Dam, Australia. *River Research and Applications* 18(3): 265–286.
- Geist, J. & Auerswald, K. 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater biology* 52(12): 2299–2316.

- Geist, J. 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11(6): 1507–1516.
- Gende, S.M., Miller, A.E. & Hood, E. 2007. The effects of salmon carcasses on soil nitrogen pools in a riparian forest of southeastern Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 37(7): 1194–1202.
- Gibson, A.M., Villalobos, L.M. & Snyder, E.B. 2011. Ecosystem Responses to Low-Head Dam Removal: Assessment of Physical Habitat, Water Chemistry, and Macroinvertebrates. Grand Valley State University, v. Report. 38 s. <https://cedarcreekinstitute.com/PDF/aquatic%20eco%20system/2010%20-%20Ecosystem%20responses%20to%20dam%20removal.pdf>.
- Gido, K.B., Whitney, J.E., Perkin, J.S. & Turner, T.F. 2016. Fragmentation, connectivity and fish species persistence in freshwater ecosystems, s. 292–323. Teoksessa: 'Conservation of Freshwater Fishes', Closs, G.P., Krkosek, M. & Olden, J.D. (toim.). Cambridge University Press, Cambridge. 581 s. ISBN 978-1-107-04011-3.
- Gillette, D.P., Daniel, K. & Redd, C. 2016. Fish and benthic macroinvertebrate assemblage response to removal of a partially breached lowhead dam. *River Research and Applications* 32(8): 1776–1789.
- Gottgens, J.F., Arceo, A.I. & Crail, T.D. 2009. Impact of the removal of the Secor Road Dam on the fish community structure and composition in the Ottawa River, Ohio. Final Report to Toledo Metropolitan Area Council of Governments Project, 6. 16 s. <https://www.utoledo.edu/commissions/river/pdfs/secor%20dam%20removal%20report%20November%202009.pdf>.
- Gough, P., Fernández Garrido, P. & van Herk, J. 2018. Dam Removal. A viable solution for the future of our European rivers. Dam Removal Europe. Technical Report, 74 s. <https://damremoval.eu/wp-content/uploads/2018/07/Dam-Removal-Europe-Report-2018-DEF-1.pdf>.
- Graf, W.L. 1999. Dam nation: A geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. *Water resources research* 35(4): 1305–1311.
- Graf, W.L. 2001. Dam age control: restoring the physical integrity of America's rivers. *Annals of the Association of American Geographers* 91(1): 1–27.
- Graf, W.L. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79(3–4): 336–360.
- Granata, T., Cheng, F. & Nechvatal, M. 2008. Discharge and suspended sediment transport during deconstruction of a low-head dam. *Journal of Hydraulic Engineering* 134(5): 652–657.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M.E., Meng, J., Mulligan M., Nilsson, C., Olden, J.D., Opperman, J.J., Petry, P., Reidy Liermann, C., Sáenz, L., Salinas-Rodríguez, S., Schelle, P., Schmitt, R.J.P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P.H., van Soesbergen, A. & Zarfl, C. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature* 569: 215–221.

- Guyette, M.Q., Loftin, C.S. & Zydlewski, J. 2013. Carcass analog addition enhances juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) growth and condition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70(6): 860–870.
- Hansen, J.F. & Hayes, D.B. 2012. Long-term implications of dam removal for macroinvertebrate communities in Michigan and Wisconsin rivers, United States. *River Research and Applications* 28(9): 1540–1550.
- Hanski, I. (toim.) 2005. *The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss*. International Ecology institute, Oldendorf. 307 s. ISBN 978-7-040-18950-6.
- Hart, D.D., Johnson, T.E., Bushaw-Newton, K.L., Horwitz, R.J., Bednarek, A.T., Charles, D.F., Kreeger, D.A. & Velinsky, D.J. 2002. Dam removal: challenges and opportunities for ecological research and river restoration: we develop a risk assessment framework for understanding how potential responses to dam removal vary with dam and watershed characteristics, which can lead to more effective use of this restoration method. *BioScience* 52(8): 669–682.
- Heino J., Erkinaro J., Huusko A. & Luoto M. 2016. Climate change effects on freshwater fishes, conservation and management, s. 76–106. Teoksessa: 'Conservation of Freshwater Fishes', Closs, G.P., Krkosek, M. & Olde, J.D. (toim.), Cambridge University Press, Cambridge. 598 s. ISBN: 978-1-1076-1609-7.
- Helfield, J.M. & Naiman, R.J. 2001. Effects of salmon-derived nitrogen on riparian forest growth and implications for stream productivity. *Ecology* 82(9): 2403–2409.
- Hetling, L.J., Horn, E. & Tofflemire, T.J. 1978. Summary of Hudson River PCB study results. NYS Department of Environmental Conservation, Bureau of Water Research. Technical Report. 93 s. <https://semspub.epa.gov/work/02/67559.pdf>.
- Hight, S.D. & Drea Jr, J.J. 1991. Prospects for a classical biological control project against purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.). *Natural Areas Journal* 11(3): 151–157.
- Hitt, N.P., Eyler, S. & Wofford, J.E. 2012. Dam removal increases American eel abundance in distant headwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 141(5):171–1179.
- Hogg, R.S., Coghlan Jr, S.M., Zydlewski, J. & Gardner, C. 2015. Fish community response to a small-stream dam removal in a Maine coastal river tributary. *Transactions of the American Fisheries Society* 144(3): 467–479.
- Hossain, F., Jeyachandran, I. & Pielke Sr, R. 2009. Have large dams altered extreme precipitation patterns? *Eos, Transactions American Geophysical Union* 90(48): 453–454.
- Hošek, M., Bednárek, J., Popelka, J., Elznicová, J., Tůmová, Š., Rohovec, J., Navarátil, T. & Grygar, T.M. 2019. Persistent mercury hot spot in Central Europe and Skalka Dam reservoir as a long-term mercury trap. *Environmental Geochemistry and Health* 42: 1273–1290.
- Hudson, J., Hocker, K. & Armstrong, R. (toim.) 2012. *Aquatic Insects in Alaska*. Nature Alaska Images, Juneau. 140 s. ISBN: 978-0-9394-3138-0.
- Hurst, C.N., Holt, R.A. & Bartholomew, J.L. 2012. Dam removal and implications for fish health: *Ceratomyxa shasta* in the Williamson River, Oregon, USA. *North American Journal of Fisheries Management* 32(1): 14–23.

- Huuki, H., Räihä, J. & Kopsakangas-Savolainen, M. 2021. Sähköjärjestelmä vaatii joustoa, hinnan määrää kysyntä ja tarjonta. Blogikirjoitus 21.1.2021, <https://oulujokivio.com/2021/01/21/sahkojarjestelma-vaatii-joustoa-hinnan-maaraa-kysynta-ja-tarjonta/>.
- Huusko, R., Orell, P., Jaukkuri, M., van der Meer, O. & Mäki-Petäys, A. 2012. Nousulohien radiotelemetriaseurannat lijoen vesivoimalaitosten alakanavissa v. 2011-2012. RKTL:n työraportteja 22/2012. 42 s.
- Huusko, R., Orell, P., Jaukkuri, M., Mäki-Petäys, A. & Erkinaro, J. 2014. Lohen vaelluspoikasten alasvaellus rakennetuissa joissa – ongelmat ja ratkaisumahdollisuudet. RKTL:n työraportteja 8/2014. 41 s.
- Huusko, A., Vainikka, A., Syrjänen, J., Orell, P., Louhi, P. & Vehanen, T. 2017. Life-history of the adfluvial brown trout (*Salmo trutta* L.) in Eastern Fennoscandia, s. 267–296. Teoksessa: 'Brown Trout: Biology, Ecology and Management', Lobòn-Cervià, J. & Sanz, N. (toim.), John Wiley & Sons, Chichester. 808 s. ISBN: 978-1-1192-6831-4.
- Häkkinen, K., Karmala, P., Ollila, M. & Paronen, R. 2005. Koskiensuojelulain sekä Ounasjoen ja Kyrönjoen erityissuojelulakien mukaiset korvaustoimitukset. Suomen ympäristö 772. 113 s.
- International Commission on Large Dams (ICOLD) 2011. Constitution, 21 s. https://www.icold-cigb.org/userfiles/files/CIGB/INSTITUTIONAL_FILES/Constitution2011.pdf.
- International Commission on Large Dams (ICOLD) 2020. World Register of Dams, General Synthesis. https://www.icold-cigb.org/GB/world_register/general_synthesis.asp [viitattu 17.12.2020].
- Irz, P., Odion, M., Argillier, C. & Pont, D. 2006. Comparison between the fish communities of lakes, reservoirs and rivers: can natural systems help define the ecological potential of reservoirs? *Aquatic Sciences* 68(1): 109–116.
- Isomäki, E., Maijala, T., Sulkakoski, M., Regina, T., Torkkel, M. 2012. Patoturvallisuusopas. Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Raportteja 89/2012.
- Jepsen, N., Aarestrup, K., Økland, F. & Rasmussen, G. 1998. Survival of radiotagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) – and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371: 347–353.
- Johansen, M., Erkinaro, J. & Amundsen, P.A. 2011. The When, What and Where of Freshwater Feeding, s. 89–114. Teoksessa: 'Atlantic salmon ecology', Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. (toim.). Blackwell Publishing Ltd., Oxford. 467 s. ISBN 978-1-4051-9769-4.
- Johnson, W.C., Dixon, M.D., Scott, M.L., Rabbe, L., Larson, G., Volke, M. & Werner, B. 2012. Forty years of vegetation change on the Missouri River floodplain. *BioScience* 62(2): 123–135.
- Jørgensen, D. & Renöfält, B.M. 2012. Damned if you do, dammed if you don't: debates on dam removal in the Swedish media. *Ecology and Society* 18(1): 18.
- Karppinen, P., Mäkinen, T.S., Erkinaro, J., Kostin, V.V., Sadkovskij, R.V., Lupandin, A.I. & Kaukoranta, M. 2002. Migratory and route-seeking behaviour of ascending Atlantic salmon in the regulated River Tuloma. *Hydrobiologia* 483(1–3): 23–30.

- Kauppila, P. & Karjalainen, T. 2012. A process model to assess the regional economic impacts of fishing tourism: A case study in Northern Finland. *Fisheries Research* 127–128: 88–97.
- Keefer, M.L., Taylor, G.A., Garletts, D.F., Helms, C.K., Gauthier, G.A., Pierce, T.M. & Caudill, C.C. 2012. Reservoir entrapment and dam passage mortality of juvenile Chinook salmon in the Middle Fork Willamette River. *Ecology of Freshwater Fish* 21(2): 222–234.
- Keeley, E.R., Parkinson, E.A. & Taylor, E.B. 2007. The origins of ecotypic variation of rainbow trout: a test of environmental vs. genetically based differences in morphology. *Journal of Evolutionary Biology* 20(2): 725–736.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P. & Jones, I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes* 25(11): 1800–1821.
- Kibler, K., Tullos, D. & Kondolf, M. 2011. Evolving Expectations of Dam Removal Outcomes: Downstream Geomorphic Effects Following Removal of a Small, Gravel-Filled Dam. *Journal of the American Water Resources Association* 47(2): 408–423.
- Kibler, K.M. & Tullos, D.D. 2013. Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. *Water Resources Research* 49(6): 3104–3118.
- Kjelland, M.E., Woodley, C.M., Swannack, T.M. & Smith, D.L. 2015. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions* 35(3): 334–350.
- Kline, T.C., Goering, J.J. & Piorkowski, R.J. 1997. The effect of salmon carcasses on Alaskan freshwaters, s. 179–204. Teoksessa: 'Freshwaters of Alaska', Milner, A.M. & Oswood, M.W. (toim.). Springer, New York. 373 s. ISBN: 978-1-4612-6866-6.
- Kloehn, K.K., Beechie, T.J., Morley, S.A., Coe, H.J. & Duda, J.J. 2008. Influence of dams on river-floodplain dynamics in the Elwha River, Washington. *Northwest Science* 82(1): 224–235.
- Knuuttila, M., Lankia, T., Lämsmä, M., Pouta, E., Vatanen, E. & Venesjärvi, R. 2020. Tenojoen lohen aluetaloudelliset vaikutukset ja kalastusmatkailun kehittäminen. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 85/2020. Luonnonvarakeskus, Helsinki. 57 s.
- Koivurinta, M., Romakkaniemi, A., Saura, A., Huhmarniemi, A., Orell, P., Jutila, E. & Veneranta, L. 2019. Itämeren meritaimenen vesistökohtaiset elvytys- ja hoitosuunnitelmat - alkupe- räiset taimenkannat. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 27/2019. 86 s. <https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/handle/10024/161933>.
- Koljonen, S., Maunula, M., Artell, J., Belinskij, A., Hellsten, S., Huusko, A., Juutinen, A., Marttunen, M., Mustajoki, J., Mäki-Petäys, A., Rotko, P., Soininen, N. & Vehanen, T. 2017. Vaelluskalantojen elvyttäminen – ympäristövirtaama ja muut ratkaisut. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 69/2017. 142 s.
- Kotanen, J., Manninen, P., Muuri, L., Ranta, P., Sojakka, P. & Pia Lindholm 2020. Vesien tila hyväksi yhdessä. Ehdotus Etelä-Savon vesienhoidon toimenpideohjelmaksi vuosille 2022–2027. Etelä-Savon ELY-keskus. https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/85059/Etela_Savon_ELY-keskuksen_julkaisuja_2_2010.pdf?sequence=3.

- Kornis, M.S., Weidel, B.C., Powers, S.M., Diebel, M.W., Cline, T.J., Fox, J.M. & Kitchell, J.F. 2015. Fish community dynamics following dam removal in a fragmented agricultural stream. *Aquatic Sciences* 77(3): 465–480.
- Kozubíková-Balcarová, E., Beran, L., Ďuriš, Z., Fischer, D., Horká, I., Svobodová, J. & Petrusek, A. 2014. Status and recovery of indigenous crayfish populations after recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. *Ethology Ecology & Evolution* 26(2–3): 299–319.
- Kärnä, O.-M., Heino, J., Grönroos, M. & Hjort, J. 2018. The added value of geodiversity indices in explaining variation of stream macroinvertebrate diversity. *Ecological Indicators* 94: 420–429.
- Lancaster, J. & Downes, B. (toim.) 2013. *Aquatic Entomology*. Oxford University Press, Oxford. 296 s. ISBN: 978-0-1995-7321-9.
- Larinier, M. 2001. Environmental issues, dams and fish migration, s. 49–90. Teoksessa: 'Dams, Fish and Fisheries. Opportunities, Challenges and Conflict Resolution', Marmulla, G. (toim.). Food and Agricultural Organization of United Nations, Rome. 166 s.
- Lasne, E., Sabatié, M.R., Jeannot, N. & Cucherousset, J. 2015. The effects of dam removal on river colonization by sea lamprey *Petromyzon marinus*. *River Research and Applications* 31(7): 904–911.
- Lavis, D.S., Hallett, A., Koon, E.M. & McAuley, T.C. 2003. History of and advances in barriers as an alternative method to suppress sea lampreys in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 29: 362–372.
- Lee, L.-H. 2016. The relationship between visual satisfaction and water clarity and quality management in tourism fishing ports. *Journal of Water Resource and Protection* 8: 787–796.
- Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N. & Nilsson, C. 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(9): 494–502.
- Lessard, J.L. & Hayes, D.B. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19(7): 721–732.
- Levy, S. 1997. Pacific salmon bring it all back home. *BioScience* 47(10): 657–660.
- Li, J., Dong, S., Peng, M., Yang, Z., Liu, S., Li, X. & Zhao, C. 2013. Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. *Ecological Indicators* 34: 94–102.
- Linnunmaa Oy 2017. Selvitys Suomen alle 5 MW vesivoimalaitosten sekä niihin välittömästi liittyvien säännöstelyhankkeiden vesilain mukaisten lupien kalatalousvelvoitteista. 161 s. <https://www.ely-keskus.fi/documents/10191/23087670/Selvitys+Suomen+alle+5+MW+vesivoimalaitosten+sek%C3%A4%20niihin+v%C3%A4litt%C3%B6m%C3%A4sti+liittyvien+s%C3%A4nn%C3%B6stelyhankkeiden+vesilain+mukaisten+lupien+kalatalousvelvoitteista.pdf/32773b91-952b-4ec2-b0d4-5d622560fe24>.

- Lisius, G.L., Snyder, N.P. & Collins, M.J. 2018. Vegetation community response to hydrologic and geomorphic changes following dam removal. *River Research and Applications* 34(4): 317–327.
- Loomis, J. 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River. *Water Resources Research* 38(6): 21–28.
- Lopes-Lima, M., Teixeira, A., Froufe, E., Lopes, A., Varandas, S. & Sousa, R. 2014. Biology and conservation of freshwater bivalves: past, present and future perspectives. *Hydrobiologia* 735(1): 1–13.
- Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D.C., Araujo, R., Bergengren, J., Bernal, Y., Bódis, E., Burlakova, L., Van Damme, D., Douda, K., Froufe, E., Georgiev, D., Gumpinger, C., Karatayev, A., Kebapçı, Ü., Killeen, I., Lajtner, J., Larsen, B.M., Lauceri, R., Legakis, A., Lois, S., Lundberg, S., Moorkens, E., Motte, G., Nagel, K.-O., Ondina, P., Outeiro, A., Paunovic, M., Prié, V., von Proschwitz, T., Riccardi, N., Rudzite, M., Rudzitis, M., Scheder, C., Seddon, M., Şereflişan, H., Simić, V., Sokolova, S., Stoeckl, K., Taskinen, J., Teixeira, A., Thielen, F., Trichkova, T., Varandas, S., Vicentini, H., Zajac, K., Zajac, T. & Zogaris, S. 2017. Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. *Biological Reviews* 92(1): 572–607.
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A. & Erkinaro, J. 2008. Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: General criteria and intragravel factors. *River Research and Applications* 24: 330–339.
- Lucas, M.C. & Batley, E. 1996. Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. *Journal of Applied Ecology* 33(6): 134–1358.
- Lucas, M. & Baras, E. (toim.) 2008. Migration of Freshwater Fishes. John Wiley & Sons, London. 420 s. ISBN 0-632-05754-8.
- Lucas, M.C., Bubb, D.H., Jang, M.H., Ha, K. & Masters, J.E. 2009. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biology* 54(3): 621–634.
- Luke.fi-uutinen 8.11.2019. Taimen nousee jälleen Isojoella ohi puretun padon. <https://www.luke.fi/uutinen/taimen-nousee-jalleen-isojoella-ohi-puretun-padon/>.
- Luonnonvarakeskus 2020a. Koekalastusrekisteri, tiedot kerätty 11.5.2020. <https://www.luke.fi/tietoa-luonnonvaroista/kalat-ja-kalatalous/osallistu-kalatutkimukseen/koekalastusrekisteri/>.
- Luonnonvarakeskus 2020b. Tilastotietokanta, tiedot kerätty 22.12.2020. <https://www.luke.fi/avoin-tieto/tilastopalvelu/>.
- Lydeard, C., Cowie, R.H., Ponder, W.F., Bogan, A.E., Bouchet, P., Clark, S.A., Cummings, K.S., Frest, T.J., Gargominy, O., Herbert, D.G., Hershler, R., Perez, K.E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E.E. & Thompson, F.G. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54(4): 321–330.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2015. Kansallinen lohi- ja meritaimenstrategia 2020 Itämeren alueelle. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2015. 24 s.

- https://mmm.fi/documents/1410837/1801447/1-5-Kansallinenlohi-jameritamenstrategialtameri2020_2-2015.pdf/766576dc-0516-4e81-948a-3ad9298d0dd8.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2020. Louhikosken pienvesivoimalaitoksen purku avaa Saramojoen vesistön Pielisen järvitaimenille. Tiedote 11.9.2020. <https://valtioneuvosto.fi/-/1410837/louhikosken-pienvesivoimalaitoksen-purku-avaa-saramojoen-vesiston-pielisen-jarvitaimenille-1>.
- Maanmittauslaitos 2020. Maastotietokanta 12/2020. <https://www.maanmittauslaitos.fi/kartat-ja-paikkatieto/asiantuntevalle-kayttajalle/tuotekuvaukset/korkeusmalli-2-m>.
- Maeck, A., DelSontro, T., McGinnis, D.F., Fischer, H., Flury, S., Schmidt, M., Fietzek, P. & Lorke, A. 2013. Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots. *Environmental science & technology* 47(15): 8130–8137.
- Magilligan, F.J. & Nislow, K.H. 2001. Long-term changes in regional hydrologic regime following impoundment in a humid-climate watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 37(6): 1551–1569.
- Magilligan, F.J. & Nislow, K.H. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* 71(1–2): 61–78.
- Magilligan, F.J., Graber, B.E., Nislow, K.H., Chipman, J.W., Sneddon, C.S. & Fox, C.A. 2016. River restoration by dam removal: Enhancing connectivity at watershed scales. *Elementa: Science of the Anthropocene* 4.
- Magilligan, F.J., Sneddon, C.S. & Fox, C.A. 2017. The social, historical, and institutional contingencies of dam removal. *Environmental Management* 59(6): 982–994.
- Magirl, C.S., Hilldale, R.C., Curran, C.A., Duda, J.J., Straub, T.D., Domanski, M. & Foreman, J.R. 2015. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Fluvial sediment load. *Geomorphology* 246: 669–686.
- Major, A.R. & J.P. Warner, 2008. Contaminant Sampling to Facilitate Dam Removal/Habitat Restoration in New England. USFWS Special Report FY08-NEFO-1-EC. New England Field Office, Concord. 53 s. <https://www.fws.gov/newengland/PDF/contaminants/Contaminant-Studies-Files/Contaminant-Sampling-to-Facilitate-Dam-Removals-Habitat-Restoration-in-New-England-2008.pdf>.
- Major, J.J., East, A.E., O'Connor, J.E., Grant, G.E., Wilcox, A.C., Magirl, C.S., Collins, J.C. & Tullos, D.D. 2017. Geomorphic responses to dam removal in the United States – a two-decade perspective, s. 355–383. Teoksessa: 'Gravel-Bed Rivers: Processes and Disasters', Tsutsumi, D. & Laronne, J. (toim.). John Wiley & Sons, Chichester. 1502 s. ISBN: 978-1-1189-7140-6.
- Maloney, K.O., Dodd, H.R., Butler, S.E. & Wahl, D.H. 2008. Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. *Freshwater Biology* 53(5): 1055–1068.
- Mantel, S.K., Muller, N.W. & Hughes, D.A. 2010. Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 2: Biotic response—abundance and composition of macroinvertebrate communities. *SA Journal of Radiology* 36(3): 361–370.

- Marion, C. 2014. South Atlantic Stream Fish Assemblages: Multi-Scale Structuring Factors, Trait Associations and Channelization, and Responses to Dam Removal. Doctoral Dissertation, Clemson University, Clemson. 132 s. https://tigerprints.clemson.edu/cgi/viewcontent.cgi?referer=https://scholar.google.com/&httpsredir=1&article=2289&context=all_dissertations.
- Martínez, A., Larranaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C. & Pozo, J. 2013. Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia* 711(1): 31–42.
- Mbaka, J.G. & Mwaniki, M.W. 2015. A global review of the downstream effects of small impoundments on stream habitat conditions and macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 23(3): 257–262.
- McLaughlin, R.L., Hallett, A., Pratt, T.C., O'Connor, L.M. & McDonald, D.G. 2007. Research to guide use of barriers, traps, and fishways to control sea lamprey. *Journal of Great Lakes Research* 33: 7–19.
- McLaughlin, R.L., Smyth, E.R., Castro-Santos, T., Jones, M.L., Koops, M.A., Pratt, T.C. & Vélez-Espino, L.A. 2013. Unintended consequences and trade-offs of fish passage. *Fish and Fisheries* 14(4): 580–604.
- Meißner, T., Schütt, M., Sures, B. & Feld, C.K. 2018. Riverine regime shifts through reservoir dams reveal options for ecological management. *Ecological Applications* 28(7): 1897–1908.
- Merritt, D.M. & Cooper, D.J. 2000. Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management* 16(6): 543–564.
- Metsähallitus 2020. Kansallispuistot ja retkeilyalueet tärkeitä paikallistaloudelle. <https://www.metsa.fi/vapaa-aika-luonnossa/hyvinvointia-luonnosta/taloushyotyja-luonnosta/kansallispuistojen-hyotyja-paikallistalouteen/> [viitattu 7.4.2021].
- Minakawa, N., Gara, R.I. & Honea, J.M. 2002. Increased individual growth rate and community biomass of stream insects associated with salmon carcasses. *Journal of the North American Benthological Society* 21(4): 651–659.
- Moilanen, A. & Nieminen, M. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83(4): 1131–1145.
- Moilanen, E. & Luhta, P.-L. 2018. TAIMEN – eli Esteet pois! Hankkeen loppuraportti. Metsähallitus, Eräpalvelut Pohjanmaa. https://www.eraluvat.fi/media/dokumentit/esteet-pois/esteetpois_loppuraportti.pdf.
- Morita, K. & Yamamoto, S. 2002. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology* 16(5): 1318–1323.
- Motiva 2020. Pienvesivoima, tiedot kerätty 22.12.2020. https://www.motiva.fi/ratkaisut/uusiutuva_energia/vesivoima/pienvesivoima.

- Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology* 48(6): 1450–1461.
- Namba, H., Iwasaki, Y., Heino, J. & Matsuda, H. 2020. What to survey? A systematic review of the choice of biological groups in assessing ecological impacts of metals in running waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39: 1964–1972.
- Newcombe, C.P. & MacDonald, D.D. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American journal of fisheries management* 11(1): 72–82.
- Newmark, W.D. 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology* 5(1): 67–78.
- Nieland, J.L., Sheehan, T.F. & Saunders, R. 2015. Assessing demographic effects of dams on diadromous fish: a case study for Atlantic salmon in the Penobscot River, Maine. *ICES Journal of Marine Science* 72(8): 2423–2437.
- Nilsson, C. & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: a review. *Regulated Rivers: Research & Management* 9(1): 45–53.
- Nilsson, C. & Berggren, K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation: Dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time. *BioScience* 50(9): 783–792.
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. & Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405–408.
- Nislow, K.H., Magilligan, F.J., Fassnacht, H., Bechtel, D. & Ruesink, A. 2002. Effects of dam impoundment on the flood regime of natural floodplain communities in the upper Connecticut river. *Journal of the American Water Resources Association* 38(6): 1533–1548.
- Nislow, K.H., Hudy, M., Letcher, B.H. & Smith, E.P. 2011. Variation in local abundance and species richness of stream fishes in relation to dispersal barriers: implications for management and conservation. *Freshwater Biology* 56(10): 2135–2144.
- Novinger, D.C. & Rahel, F.J. 2003. Isolation management with artificial barriers as a conservation strategy for cutthroat trout in headwater streams. *Conservation Biology* 17(3): 772–781.
- Orr, C.H. & Stanley, E.H. 2006. Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. *River Research and Applications* 22(3): 281–295.
- Orr, C.H., Kroiss, S.J., Rogers, K.L. & Stanley, E.H. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Research and Applications* 24(6): 804–822.
- Ovidio, M., Capra, H. & Philippart, J.C. 2007. Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers. *Fisheries Management and Ecology* 14(1): 41–50.
- Padín, C., Lima, C. & Pardellas, X.X. 2016. A market analysis for improving fishing tourism management in Galicia (Spain). *Ocean & Coastal Management* 130: 172–178.

- Paukku, E. 2020. Miten sääntelyä muuttamalla voitaisiin ohjata kalastusta enemmän taloudellista arvoa luovaan suuntaan? *Matkailututkimus* 16(1): 55–73.
- Penczak, T. & Kruk, A. 2000. Threatened obligatory riverine fishes in human-modified Polish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* 9(1–2): 109–117.
- Pess, G.R., McHenry, M.L., Beechie, T.J. & Davies, J. 2008. Biological impacts of the Elwha River dams and potential salmonid responses to dam removal. *Northwest Science* 82(1): 72–90.
- Pizarro, R., Garcia-Chevesich, P., Valdes, R., Dominguez, F., Hossain, F., Ffolliott, P., Olivares, C., Morales, C., Balocchi, F. & Bro, P. 2013. Inland water bodies in Chile can locally increase rainfall intensity. *Journal of hydrology* 481: 56–63.
- Poe, T.P., Hansel, H.C., Vigg, S., Palmer, D.E. & Prendergast, L.A. 1991. Feeding of predaceous fishes on out-migrating juvenile salmonids in John Day Reservoir, Columbia River. *Transactions of the American Fisheries Society* 120(4): 405–420.
- Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2): 391–409.
- Poff, N.L. & Hart, D.D. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *BioScience* 52(8): 659–668.
- Pohja-Mykrä, M., Matilainen, A., Kujala, S., Hakala, O., Harvio, V., Törmä, H. & Kurki, S. 2018. Erätalouteen liittyvän yritystoiminnan nykytila ja kehittämisedellytykset. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 40/2018. 203 s.
- Pohjois-Karjalan Sähkö Oy 2020. Vesivoimalat, tiedot kerätty 22.12.2020. <https://pks.fi/pks/vesi-ja-tuulivoimaa/vesivoimalat/>.
- Pokki, H., Artell, J., Mikkola, J., Orell, P. & Ovaskainen, V. 2018. Valuing recreational salmon fishing at a remote site in Finland: A travel cost analysis. *Fisheries Research* 208: 145–156.
- Pokki, H., Pellikka, J., Eskelinen, P. & Moilanen, P. 2020. Regional fishing site preferences of subgroups of Finnish recreational fishers. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism*. DOI: 10.1080/15022250.2020.1860814.
- Pollard, A.I. & Reed, T. 2004. Benthic invertebrate assemblage change following dam removal in a Wisconsin stream. *Hydrobiologia* 513(1–3): 51–58.
- Ponsatí, L., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., García-Berthou, E., Von Schiller, D., Elosegi, A. & Sabater, S. 2015. Biofilm responses to flow regulation by dams in Mediterranean rivers. *River Research and Applications* 31(8): 1003–1016.
- Poulos, H.M. & Chernoff, B. 2017. Effects of dam removal on fish community interactions and stability in the Eightmile River system, Connecticut, USA. *Environmental Management* 59(2): 249–263.

- Prach, K., Chenoweth, J. & del Moral, R. 2019. Spontaneous and assisted restoration of vegetation on the bottom of a former water reservoir, the Elwha River, Olympic National Park, WA, USA. *Restoration Ecology* 27(3): 592–599.
- Prairie, Y.T., Alm, J., Beaulieu, J., Barros, N., Battin, T., Cole, J., del Giorgio, P., DelSontro, T., Guérin, F., Harby, A., Harrison, J., Mercier-Blais, S., Serça, D., Sobek, S. & Vachon, D. 2018. Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs: What Does the Atmosphere See? *Ecosystems* 21: 1058-1071.
- Pratt, T.C., O'Connor, L.M., Hallett, A.G., McLaughlin, R.L., Katopodis, C., Hayes, D.B. & Bergstedt, R.A. 2009. Balancing aquatic habitat fragmentation and control of invasive species: enhancing selective fish passage at sea lamprey control barriers. *Transactions of the American Fisheries Society* 138(3): 652–665.
- Preece, R.M. & Jones, H.A. 2002. The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications* 18(4): 397–414.
- Prideaux, B., Timothy, D.J. & Cooper, M. 2009. Introducing River Tourism: Physical, Ecological and Human Aspects, 1–22. Teoksessa: 'River Tourism', Prideaux B. & Cooper, M. (toim.). Wallingford, Oxfordshire. 288 s. ISBN: 978-1-8459-3468-2.
- Provencher, B., Sarakinos, H. & Meyer, T. 2008. Does small dam removal affect local property values? An empirical analysis. *Contemporary Economic Policy* 26(2): 187–197.
- Pyšek, P. & Prach, K. 1995. Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* – a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation* 74(1): 41–48.
- Quinn, T.P., Bond, M.H., Brenkman, S.J., Paradis, R. & Peters, R.J. 2017. Re-awakening dormant life history variation: stable isotopes indicate anadromy in bull trout following dam removal on the Elwha River, Washington. *Environmental Biology of Fishes* 100(12): 1659–1671.
- Quinones, R.M., Grantham, T.E., Harvey, B.N., Kiernan, J.D., Klasson, M., Wintzer, A.P. & Moyle, P.B. 2015. Dam removal and anadromous salmonid (*Oncorhynchus* spp.) conservation in California. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25(1): 195–215.
- Rabeni, C.F. & Smale, M.A. 1995. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303(1–3): 211–219.
- Rabeni, C.F., Doisy, K.E. & Zweig, L.D. 2005. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences* 67(4): 395–402.
- Randle, T.J., Bountry, J.A., Ritchie, A. & Wille, K. 2015. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Erosion of reservoir sediment. *Geomorphology* 246: 709–728.
- Raymond, P.A., Hartmann, J., Lauerwald, R., Sobek, S., McDonald, C., Hoover, M., Butman, D., Striegl, R., Mayorga, E., Humborg, C., Kortelainen, P., Dürr, H., Meybeck, M., Ciais P. & Guth, P. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* 503: 355–359.
- Rayne, S. & Friesen, K. 2009. Contaminant trapping behind large Dams: A Mini-Review. *Nature Precedings*. <https://doi.org/10.1038/npre.2009.2965.1>.

- Reilly, K.H. & Adamowski, J.F. 2017. Stakeholders' frames and ecosystem service use in the context of a debate over rebuilding or removing a dam in New Brunswick, Canada. *Ecology and Society* 22(1): 17.
- Renöfält, B.M., Lejon, A.G., Jonsson, M. & Nilsson, C. 2013. Long-term taxon-specific responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid-sized Swedish stream. *River Research and Applications* 29(9): 1082–1089.
- Ritchie, A.C., Warrick, J.A., East, A.E., Magirl, C.S., Stevens, A.W., Bountry, J.A., Randle, T.J., Curran, C.A., Hilldale, R.C., Duda, J.J., Gelfenbaum, G.R., Miller, I.M., Pess, G.R., Folley, M.M., McCoy, R. & Ogston, A.S. 2018. Morphodynamic evolution following sediment release from the world's largest dam removal. *Scientific Reports* 8(1): 1–13.
- Roberts, S.J., Gottgens, J.F., Spongberg, A.L., Evans, J.E & Levine, N.S. 2007. Assessing potential removal of low-head dams in urban settings: an example from the Ottawa River, NW Ohio. *Environmental Management* 39: 113–124.
- Rolls, R.J., Heino, J., Ryder, D., Chessman, B., Growns, I., Thompson, R. & Gido, K. 2018. Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. *Biological Reviews* 93: 971–995.
- Rood, S.B. & Mahoney, J.M. 1990. Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management* 14(4): 451–464.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (toim.) 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 488 s. ISBN 978-0-412-02251-7.
- Santucci, V.J., Gephard, S.R. & Pescitelli, S.M. 2005. Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management* 25(3): 975–992.
- Sawaske, S.R. & Freyberg, D.L. 2012. A comparison of past small dam removals in highly sediment-impacted systems in the US. *Geomorphology* 151: 50–58.
- Schakau, V., Hilker, F.M. & Lewis, M.A. 2019. Fish disease dynamics in changing rivers: Salmonid Ceratomyxosis in the Klamath River. *Ecological Complexity* 40.
- Schaller, H.A., Petrosky, C.E. & Tinus, E.S. 2014. Evaluating river management during seaward migration to recover Columbia River stream-type Chinook salmon considering the variation in marine conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71(2): 259–271.
- Schwarz, U. 2019. Hydropower pressure on European rivers. The story in numbers. FLUVIUS, WWF, RiverWatch, EuroNatur, GEOTA. https://www.wwf.eu/wwf_news/publications/?uNewsID=356638
- Seitzinger, S.P., Mayorga, E., Bouwman, A.F., Kroeze, C., Beusen, A.H.W., Billen, G., van Drecht, G., Dumont, e., Fekete, B.M., Garnier, J. & Harrison, J.A. 2010. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles* 24(4).
- Sethi, S.A., Selle, A.R., Doyle, M.W., Stanley, E.H. & Kitchel, H.E. 2004. Response of unionid mussels to dam removal in Koshkonong Creek, Wisconsin (USA). *Hydrobiologia* 525(1–3): 157–165.

- Shafroth, P.B., Friedman, J.M., Auble, G.T., Scott, M.L. & Braatne, J.H. 2002. Potential responses of riparian vegetation to dam removal: dam removal generally causes changes to aspects of the physical environment that influence the establishment and growth of riparian vegetation. *BioScience* 52(8): 703–712.
- Shafroth, P.B., Perry, L.G., Rose, C.A. & Braatne, J.H. 2016. Effects of dams and geomorphic context on riparian forests of the Elwha River, Washington. *Ecosphere* 7(12): e01621.
- Sheer, M.B. & Steel E.A. 2006. Lost watersheds: barriers, aquatic habitat connectivity, and salmon persistence in the Willamette and Lower Columbia River basins. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(6): 1654–1669.
- Sherren, K., Beckley, T.M., Parkins, J.R., Stedman, R.C., Keilty, K. & Morin, I. 2016. Learning (or living) to love the landscapes of hydroelectricity in Canada: eliciting local perspectives on the Mactaquac Dam via headpond boat tours. *Energy Research & Social Science* 14: 102–110.
- Shuman, J.R. 1995. Environmental considerations for assessing dam removal alternatives for river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 11(3–4): 249–261.
- Simon, A. & Collison, A.J. 2002. Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. *Earth Surface Processes and Landforms* 27(5): 527–546.
- Singer, E.E. & Gangloff, M.M. 2011. Effects of a small dam on freshwater mussel growth in an Alabama (USA) stream. *Freshwater Biology* 56(9): 1904–1915.
- Sinokrot, B.A., Stefan, H.G., McCormick, J.H. & Eaton, J.G. 1995. Modeling of climate change effects on stream temperatures and fish habitats below dams and near groundwater inputs. *Climatic Change* 30(2): 181–200.
- Skalak, K., Pizzuto, J. & Hart, D.D. 2009. Influence of small dams on downstream channel characteristics in Pennsylvania and Maryland: Implications for the long-term geomorphic effects of dam removal. *Journal of the American Water Resources Association* 45(1): 97–109.
- Smolar-Žvanut, N. & Mikoš, M. 2014. The impact of flow regulation by hydropower dams on the periphyton community in the Soča River, Slovenia. *Hydrological Sciences Journal* 59(5): 1032–1045.
- Sobek, S., DelSontro, T., Wongfun, N. & Wehrli, B. 2012. Extreme organic carbon burial fuels intense methane bubbling in a temperate reservoir. *Geophysical Research Letters* 39(1).
- Sousa, R., Ferreira, A., Carvalho, F., Lopes-Lima, M., Varandas, S., Teixeira, A. & Gallardo, B. 2020. Small hydropower plants as a threat to the endangered pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Science of The Total Environment* 719.
- Spielman, D., Brook, B.W. & Frankham, R. 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(42): 15261–15264.
- Stanley, E.H. & Doyle, M.W. 2002. A geomorphic perspective on nutrient retention following dam removal: Geomorphic models provide a means of predicting ecosystem responses to dam removal. *BioScience* 52(8): 693–701.

- Stanley, E.H., Luebke, M.A., Doyle, M.W. & Marshall, D.W. 2002. Short-term changes in channel form and macroinvertebrate communities following low-head dam removal. *Journal of the North American Benthological Society* 21(1): 172–187.
- Stewart, G.B. 2006. Patterns and processes of sediment transport following sediment-filled dam removal in gravel bed rivers. Doctoral Dissertation, Oregon State University, Corvallis. 87 s. https://ir.library.oregonstate.edu/concern/graduate_thesis_or_dissertations/xs55mf129.
- Stich, D.S., Zydlewski, G.B., Kocik, J.F. & Zydlewski, J.D. 2015. Linking behavior, physiology, and survival of Atlantic salmon smolts during estuary migration. *Marine and Coastal Fisheries* 7(1): 68–86.
- Stone, M. & Droppo, I.G. 1994. In-channel surficial fine-grained sediment laminae. Part II: Chemical characteristics and implications for contaminant transport in fluvial systems. *Hydrological Processes* 8(2): 113–124.
- Stromberg, J.C., Lite, S.J., Marler, R., Paradzick, C., Shafroth, P.B., Shorrock, D., White, J.M. & White, M.S. 2007. Altered stream-flow regimes and invasive plant species: the *Tamarix* case. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 381–393.
- Suomen ympäristökeskus 2020a. VESTY Vesistötyöt. Rakenteet ja toimenpiteet, tiedot kerätty 2.5.2020. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/vesistotyot-vesty-rakenteet-ja-toimenpiteet>.
- Suomen ympäristökeskus 2020b. Vesipuidedirektiivin mukaiset vesimuodostumat 2022. 3. suunnittelukauden mukaiset pinta- ja pohjavesimuodostumat, tiedot kerätty 2.5.2020. <https://ckan.ymparisto.fi/fi/dataset/vesipuidedirektiivin-mukaiset-vesimuodostumat-3-suunnittelukausi>.
- Sutela, T., Karjalainen, T.P., Mäki-Petäys, A., Laine, A., Tammi, J., Koivurinta, M., Orell, P. & Louhi, P. 2012. Kalatiestrategian taustaselvitykset. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 90. (1-2012), Maa- ja metsätalousministeriö.
- Surian, N. 2002. Downstream variation in grain size along an Alpine river: analysis of controls and processes. *Geomorphology* 43(1–2): 137–149.
- Sutela, T., Karjalainen, T.P., Mäki-Petäys, A., Laine, A., Tammi, J., Koivurinta, M., Orell, P. & Louhi, P. 2012. Kalatiestrategian taustaselvitykset. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 90. (1-2012), Maa- ja metsätalousministeriö. 84 s. <https://mmm.fi/documents/1410837/1708289/2012+90+%281-2012%29+Kalatiestrategian+taustaselvitykset/9efd0417-ada3-44b3-a480-5fab411e24c6>.
- Syrjänen, J.T., Vainikka, A., Louhi, P., Huusko, A., Orell, P. & Vehanen, T. 2017. History, Conservation and Management of adfluvial brown trout stocks in Finland, s. 697–734. Teoksessa: 'Brown Trout: Biology, Ecology and Management', Lobòn-Cerviá, J. & Sanz, N. (toim.). John Wiley & Sons, Chichester. 808 s. ISBN: 978-1-1192-6831-4.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L. & Winter, D.M. 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24(1): 192–207.

- Tiefenbach, M. 1998. Naturschutz in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Umweltbundesamt (Federal Environment Agency). Wien, Austria. 136 s. <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M091.pdf>.
- Tiemann, J.S., Gillette, D.P., Wildhaber, M.L. & Edds, D.R. 2004. Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwestern river. *Transactions of the American Fisheries Society* 133(3): 705–717.
- Tiitinen, J. 2007. Lohirengeistä kalastusmatkailuyrittäjiksi: Kalastusmatkailu Suomessa 1850-luvulta 2000-luvun vaihteeseen. Väitöskirja. Joensuun yliopisto, Yhteiskunta- ja aluetieteiden tiedekunta. 205 s.
- Tilastokeskus 2020a. Ruututietokanta, tiedot kerätty 22.12.2020 <https://www.stat.fi/tup/ruutu-tietokanta/index.html>.
- Tilastokeskus 2020b. Vapaa-ajankalastus Suomessa, tiedot kerätty 22.12.2020. <https://www.stat.fi/til/vakala/index.html>.
- Tockner, K. & Stanford, J.A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental conservation* 29(3): 308–330.
- Tonkin, J.D., Stoll, S., Sundermann, A. & Haase, P. 2014. Dispersal distance and the pool of taxa, but not barriers, determine the colonisation of restored river reaches by benthic invertebrates. *Freshwater Biology* 59: 1843–1855. DOI: <https://doi.org/10.1111/fwb.12387>.
- Tonkin, J.D., Altermatt, F., Finn, D., Heino, J., Olden, J.D., Pauls, S.U. & Lytle, D.A. 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology* 63: 141–163.
- Tonra, C.M., Sager-Fradkin, K., Morley, S.A., Duda, J.J. & Marra, P.P. 2015. The rapid return of marine-derived nutrients to a freshwater food web following dam removal. *Biological Conservation* 192: 130–134.
- Tonra, C.M., Sager-Fradkin, K. & Marra, P.P. 2016. Barriers to salmon migration impact body condition, offspring size, and life history variation in an avian consumer. *Ecography* 39(11): 1056–1065.
- Townsend, C.R., Hildrew, A.G. & Francis, J. 1983. Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwater Biology* 13(6): 521–544.
- Townsend, C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1): 36–50.
- Tullos, D.D., Finn, D.S. & Walter, C. 2014. Geomorphic and ecological disturbance and recovery from two small dams and their removal. *PLoS One* 9(9): e108091.
- Tullos, D.D., Collins, M.J., Bellmore, J.R., Bountry, J.A., Connolly, P.J., Shafroth, P.B. & Wilcox, A.C. 2016. Synthesis of common management concerns associated with dam removal. *Journal of the American Water Resources Association* 52(5): 1179–1206.
- Turunen, L., Komppula, R. & Suni, J. 2020. Kalastusmatkailuelämyksen asiakasarvo. *Matkailututkimus* 16(1): 35–54.

- Törnblom, J., Angelstama, P., Degerman, E. & Tamario, C. 2017. Prioritizing dam removal and stream restoration using critical habitat patch threshold for brown trout (*Salmo trutta* L.): a catchment case study from Sweden. *Ecoscience* 24: 157–166.
- Vaikasas, S., Palaima, K. & Pliūraitė, V. 2013. Influence of hydropower dams on the state of macroinvertebrates assemblages in the Virvyte river, Lithuania. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 21(4): 305–315.
- Valtiovarainministeriön asetus vesivoimalaitoksen ja sen rakenteiden jälleenhankinta-arvon perusteista 2018. Valtiovarainministeriö 1037/2018. <https://finlex.fi/fi/laki/alkup/2018/20181037>.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 31. DOI: doi.org/10.1139/f80-017
- Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys 2020. Sähköpostitiedonanto 13.11.2020.
- Vatanen, E. & Kajala, L. 2019. Kansallispuistojen, retkeilyalueiden ja muiden luontomatkakohdeiden paikallistaloudellisten vaikutusten arviointisovelluksen kertoimien päivitys 2019. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu. Sarja A 232. Metsähallitus, Vantaa. 31 s.
- Vaughn, C.C. & Taylor, C.M. 1999. Impoundments and the decline of freshwater mussels: a case study of an extinction gradient. *Conservation Biology* 13(4): 912–920.
- Vaughn, C.C., Nichols, S.J. & Spooner, D.E. 2008. Community and foodweb ecology of freshwater mussels. *Journal of the North American Benthological Society* 27(2): 409–423.
- Vaughn, C.C. 2018. Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia* 810(1): 15–27.
- Vehanen, T. 1995. Rakennettujen jokien kalataloudelliset edellytykset. *Kalatutkimuksia* 91. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.
- Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A. & Neuvonen M. 2010. Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. *Journal of Environmental Management* 91(4): 984–994.
- Vähäsarja, V. 2014. Luontoympäristön terveys- ja hyvinvointivaikutusten taloudellinen arvottaminen. Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisu. Sarja A 210. Metsähallitus, Vantaa. 76 s.
- Wagner, M.A. & Reynolds, J.D. 2019. Salmon increase forest bird abundance and diversity. *PloS One* 14(2): e0210031.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L. & Webster, J.R. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69(4): 409–442.
- Wang, J., Ding, C., Heino, J., Jiang, X., Tao, J., Ding, L., Su, W., Huang, M. & He, D. 2020. What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative synthesis. *Environmental Research Letters* 15: 124028.

- Wang, J., Ding, C., Tao, J., Jiang, X., Heino, J., Ding, L., Su, W., Chen, M. & He, D. 2021. Damming affects riverine macroinvertebrate metacommunity dynamics: insights from taxonomic and functional beta diversity. *Science of the Total Environment*, painossa.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams, s. 35–55. Teoksessa: 'The Ecology of Regulated Streams', Ward, J.V. & Stanford, J.A. (toim.). Springer, Boston. 399 s. ISBN 978-1-4684-8615-5.
- Warrick, J.A., Duda, J.J., Magirl, C.S. & Curran, C.A. 2012. River turbidity and sediment loads during dam removal. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 93(43): 425–426.
- Warrick, J.A., Bountry, J.A., East, A.E., Magirl, C.S., Randle, T.J., Gelfenbaum, G., Ritchie, A.C., Pess, G.R., Leung, V. & Duda, J.J. 2015. Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Source-to-sink sediment budget and synthesis. *Geomorphology* 246: 729–750.
- Wertheimer, R.H. & Evans, A.F. 2005. Downstream passage of steelhead kelts through hydroelectric dams on the lower Snake and Columbia rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 134(4): 853–865.
- Wehrli, B. 2011. Renewable but not carbon-free. *Nature Geoscience* 4: 585–586.
- Whitelaw, E. & MacMullan, E. 2006. A Framework for Estimating the Costs and Benefits of Dam Removal. *BioScience* 52(8): 724.
- Wilcox, A.C., O'Connor, J.E. & Major, J.J. 2014. Rapid reservoir erosion, hyperconcentrated flow, and downstream deposition triggered by breaching of 38 m tall Condit Dam, White Salmon River, Washington. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface* 119(6): 1376–1394.
- Wildman, L.A. & MacBroom, J.G. 2005. The evolution of gravel bed channels after dam removal: Case study of the Anaconda and Union City Dam removals. *Geomorphology* 71(1–2): 245–262.
- Williams, J.D., Bogan, A.E. & Garner, J.T. (toim.) 2008. Freshwater mussels of Alabama and the Mobile basin in Georgia, Mississippi, and Tennessee. University of Alabama Press. 960 s. ISBN: 978-0-8173-1613-6.
- Willson, M.F. & Halupka, K.C. 1995. Anadromous fish as keystone species in vertebrate communities. *Conservation Biology* 9(3): 489–497.
- Willson, M.F., Gende, S.M. & Marston, B.H. 1998. Fishes and the forest. *BioScience* 48(6): 455–462.
- Winston, M.R., Taylor, C.M. & Pigg, J. 1991. Upstream extirpation of four minnow species due to damming of a prairie stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 120(1): 98–105.
- Wipfli, M.S., Hudson, J. & Caouette, J. 1998. Influence of salmon carcasses on stream productivity: response of biofilm and benthic macroinvertebrates in southeastern Alaska, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(6): 1503–1511.

- Wipfli, M.S., Hudson, J.P., Chaloner, D.T. & Caouette, J.P. 1999. Influence of salmon spawner densities on stream productivity in southeast Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(9): 1600–1611.
- Wipfli, M.S., Hudson, J.P., Caouette, J.P. & Chaloner, D.T. 2003. Marine subsidies in freshwater ecosystems: salmon carcasses increase the growth rates of stream-resident salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 132(2): 371–381.
- Wohl, E. (toim.) 2018. *Sustaining River Ecosystems and Water Resources*. Springer Briefs in Environmental Science, Cham. 151 s. ISBN 978-3-319-65123-1.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management* 21(2): 203–217.
- World Commission on Dams (WCD) (toim.) 2000. *Dams and development: A new framework for decision-making: The report of the World Commission on Dams*. Earthscan Publications, London. 404 s. ISBN 1-85383-797-0.
- Wotton, R.S. 1995. Temperature and lake-outlet communities. *Journal of Thermal Biology* 1(20): 121–125.
- Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., Yin, Z., Dai, J., Dacong, Y., Liang, J. & Ye, S. 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of Cleaner Production* 221: 480–489.
- Wyrick, J.R., Rischman, B.A., Burke, C.A., McGee, C. & Williams, C. 2009. Using hydraulic modeling to address social impacts of small dam removals in southern New Jersey. *Journal of Environmental Management* 90: 270–278.
- Yamada, F.H., Bongiovani, M.F., Yamada, P.O. & Silva, R.J. 2017. Parasite infracommunities of *Leporinus friderici*: A comparison of three tributaries of the Jurumirim Reservoir in south-eastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89(2): 953–963.
- Yu, K.C., Tsai, L.J., Chen, S.H. & Ho, S.T. 2001. Correlation analyses on binding behavior of heavy metals with sediment matrices. *Water Research* 35(10): 2417–2428.
- Zhao, L., Chenoweth, E.L., Liu, J. & Liu, Q. 2016. Effects of dam structures on genetic diversity of freshwater fish *Sinibrama macrops* in Min River, China. *Biochemical Systematics and Ecology* 68: 216–222.
- Zhao, X., Gao, B., Xu, D., Gao, L. & Yin, S. 2017. Heavy metal pollution in sediments of the largest reservoir (Three Gorges Reservoir) in China: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 24(26): 20844–20858.
- Österling, E.M., Greenberg, L.A. & Arvidsson, B.L. 2008. Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*. *Biological Conservation* 141(5): 1365–1370.



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Latokartanonkaari 9
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000