



Töölönlahden kunnostushanke

Töölönlahden nykytila ja meriveden juoksutuksen vaikutus ensimmäisten kolmen vuoden aikana

Päivi Munne, Maria Tiensuu ja Emil Vahtera

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 19/2008

Päivi Munne, Maria Tiensuu ja Emil Vahtera

Töölönlahden kunnostushanke

Töölönlahden nykytila ja meriveden juoksutuksen vaikutus
ensimmäisten kolmen vuoden aikana

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2008

Kannen kuva: © Päivi Munne

ISSN 1235-9718
ISBN 978-952-223-307-3
ISBN (PDF) 978-952-223-308-0

Painopaikka: Kopio Niini Oy
Helsinki 2008

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	2
Sammandrag	3
1 Meriveden juoksutuksen vaikutus Töölönlahden veden laatuun	4
1.1 Töölönlahden ominaispiirteet	4
1.1.1 Töölönlahden kuormitus ja veden luonnollinen vaihtuvuus	4
1.1.2 Veden laadun vuodenaikainen kehitys	5
1.2 Töölönlahden kunnostushanke ja sen tavoitteet	8
1.3 Aineisto ja menetelmät	10
1.3.1 Aineiston kuvaus	10
1.3.2 Vesinäytteenotto ja näytteiden analysointi	11
1.3.3 Aineiston tilastollinen analysointi	12
1.4 Tulokset	12
1.4.1 Veden laadun pitkäaikaismuutokset	12
1.3.2 Veden laadun muutokset jaksojen 2003–2005 ja 2006–2008 välillä ..	14
1.3.3 Juoksutuksen aikainen veden sekoittuminen Töölönlahden eri osien välillä	15
1.5 Tulosten tarkastelu	17
1.5.1 Meriveden juoksutuksen vaikutus Töölönlahden veden laatuun	17
1.5.2 Juoksutuksen vaikutus veden vaihtuvuuteen	17
1.5.3 Lahden sisäinen ravinnekuormitus ja juoksutuksen vaikutus ravinnepitoisuuksiin	19
1.5.4 Levämäärä ja veden sameus	20
1.6 Johtopäätökset	21
2 Töölönlahden pohjaeläimet ja sedimentin haitta-aineet	22
2.1 Johdanto	22
2.2 Tulokset	23
2.2.1 Pohjan laatu	23
2.2.2 Sedimentin haitta-aineet	23
2.2.3 Pohjaeläimet	26
2.3 Tulosten tarkastelu	28
2.3.1 Haitalliset aineet	28
2.3.2 Pohjaeläimet	30
2.4 Johtopäätökset	30
3 Vesikasvillisuuden ja kasviplanktonlajiston kartoitus	31
3.1 Vesikasvillisuus	31
3.2 Kasviplanktonlajisto ja biomassa vuosina 2002 ja 2007	33
3.3 Johtopäätökset	34
4 Kirjallisuus	35

Liite 1. Töölönlahden sedimenttinäytteistä analysoidut haitta-aineet.

Liite 2. Toistomittaus sekamallin kiinteiden vaikutusten tulokset testatuille muuttujille.

Tiivistelmä

Töölönlahden kunnostushanke aloitettiin vuonna 2006 johtamalla sinne merivettä Humallahdelta käytöstä poistetun jätevesitunnelin kautta. Hankkeen tarkoituksena on lisätä Töölönlahden veden vaihtuvuutta ja siten parantaa lahden veden laatua. Töölönlahden tilaa ja juoksutuksen vaikutuksia veden laatuun on nyt seurattu kolme vuotta. Tässä raportissa on selvitetty kunnostustoimien ohella myös sedimentin laatua, pohjaeläinten ja vesikasvillisuuden esiintymistä sekä kasviplanktonlajistossa tapahtuneita muutoksia.

Juoksutuksen vaikutuksesta Töölönlahden veden laatu on parantunut. Levien sekä ravinteiden määrät ovat vähentyneet ja veden sameus on pienentynyt. Kokonaisfosforipitoisuuksien ja veden näkösyvyyden suhteen ei kolmessa vuodessa kuitenkaan vielä ole päästy asetetuille tavoitetasoille.

Useimmat Töölönlahden sedimentistä havaitut raskasmetallit ylittävät ympäristöministeriön asettamat Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset raja-arvot. Sedimentissä havaittiin myös erilaisia PCB- ja PAH-yhdisteitä sekä pienempiä määriä organotinayhdisteitä. Haitta-aineiden osalta Töölönlahden sedimentti voidaan katsoa pilaantuneeksi, minkä vuoksi sen läjitys mereen ei ole sallittua.

Töölönlahdella esiintyvien pohjaeläinten määrä on vähentynyt juoksutusta edeltävältä ajalta. Lajistoa hallitsevat edelleen pilaantuneita sedimenttejä ja rehevöityneitä oloja sietävät surviaissääsken toukat. Meriveden juoksutuksen lopullisia vaikutuksia pohjaeläinten esiintymiseen on kuitenkin vielä liian aikaista arvioida, sillä ne reagoivat ympäristössä tapahtuneisiin muutoksiin aina pienellä viiveellä.

Uposvesikasvillisuuden määrä näyttäisi Töölönlahdella lisääntyneen jonkin verran veden kirkastumisen johdosta. Valon määrän lisääntyminen vedessä edesauttaa kasvillisuuden asettumista. Lahden jyrkemmällä ja syvemmillä itärannalla, missä valaistus olot ovat epäedullisemmat, ei uposkasvillisuutta kuitenkaan havaittu. Töölönlahden kasviplanktonin kokonaismäärä on pienentynyt kahden vertailtavan vuoden välillä (2002 ja 2007). Viher-, silmä-, nielu- ja tarttumalevien määrät ovat vähentyneet vuodesta 2002, kun taas panssarileviä esiintyi vuonna 2007 tasaisemmin koko vuoden ajan.

Töölönlahdella vallitseva voimakas sisäinen fosforikuormitus on hidastanut sen tilan paranemista. Meriveden juoksutuksen kokonaisvaikutukset näyttäisivät olevan positiivisia, minkä vuoksi kunnostusta suositellaankin jatkettavaksi. Kolme vuotta on kuitenkin liian lyhyt aika, jotta varmuudella voitaisiin sanoa saavutetaanko kunnostukselle asetetut tavoitteet ainoastaan meriveden lisäjohtamisella. Töölönlahden tilan seuranta on myös jatkossa tärkeää, jotta voidaan varmuudella erottaa lahdelta tapahtuva luonnollinen vaihtelu juoksutuksen aiheuttamasta vaihtelusta.

Sammandrag

Tölövikens iståndsättning påbörjades 2006 genom att leda havsvatten till viken från Hummelviken via en avloppsvattenstunnel som tagits ur bruk. Projektets mål är att öka vattenutbytet i viken och därmed förbättra vattenkvaliteten. Tillståndet i Tölövikens och effekterna av ledningen av havsvatten har nu uppföljts i tre år. I denna rapport redogörs effekterna av ledningen av havsvatten på vattenkvaliteten samt möjliga förändringar som skett i sedimentkvaliteten, bottenfaunan, den akvatiska vegetationen samt förändringar i växtplankton samhället.

Vattenkvaliteten i Tölövikens har förbättrats p.g.a. ledningen av havsvatten till viken. Alg-, näringsämneshalter och vattnets grumlighet har minskat. Tidigare utsatta mål för nivåer av vattnets siktdjup och total fosforhalt har ändå inte uppnåtts.

De flesta av tungmetallerna som analyserats ur Tölövikens sediment överskrider gränsvärden utsatta av miljöministeriet för muddring och deponering av sediment i havet. I sedimenten upptäcktes också flera olika PCB- och PAH-föreningar, samt måttliga halter av organiska tennföreningar. Tölövikens sediment skall betraktas som förorenade och deponering av möjligt muddrings slam till havs är förbjudet.

Mängden bottenfauna i Tölövikens har minskat från perioden före ledning av havsvatten. Bottenfaunan domineras ännu av fjädermygglarver, vilka tål förorenade och eutrofierade förhållanden. Det är dock ännu för tidigt att dra slutsatser om effekterna av ledningen av havsvatten till viken på bottenfaunan. Bottenfaunan reagerar på förändringar i miljön med en fördröjning.

Mängden av akvatisk vegetation har ökat något genom det något klarare vattnet som ledningen av havsvatten orsakar. Ökningen av ljus i vattnet främjar förekomsten av akvatisk vegetation, men på den brantare och något djupare stranden till öster där ljusklimatet på botten är svagare förekommer ingen akvatisk vegetation. Tölövikens växtplankton mängder har minskat mellan två jämförda år (2002 och 2007). Mängden grönalger, euglenofyter, rekyll- och guldalger har minskat sen år 2002. Pansarflagellaternas förekomst har däremot blivit något rikligare under hela året 2007.

Den dominanta interna fosfor belastningen hindrar en snabb förbättring av Tölövikens tillstånd. Effekterna av ledningen av havsvatten till viken är i sin helhet dock positiva, och fortsatt pumpning av havsvatten rekommenderas. En treårs period är dock för kort för att man pålitligt skall kunna konstatera ifall de uppsatta målen för förbättring av vattenkvalitet uppnås enbart med ledning av havsvatten till viken. En fortsatt uppföljning av Tölövikens tillstånd är nödvändig för att man skall kunna åtskilja naturliga variationer i vattenkvaliteten från förändringar orsakade av ledningen av havsvatten.

1 Meriveden juoksutuksen vaikutus Töölönlahden veden laatuun

1.1 Töölönlahden ominaispiirteet

1.1.1 Töölönlahden kuormitus ja veden luonnollinen vaihtuvuus

Töölönlahti on 21 hehtaarin suuruinen tasapohjainen merenlahti, jonka keskeyvyys on 1,8 m ja suurin syvyys reilut 2,5 m. Vesitilavuus lahdessa on noin 380 000 m³. Lahti on yhteydessä muuhun Itämereen 6 m leveän rautatiesilta-aukon kautta, joka johtaa Kaisaniemenlahdelle. Kaisaniemenlahdelta on yhteys Kruunuvuorenselälle ja sitä edelleen avomerelle.

Viime vuosisadan puoleen väliin saakka Töölönlahtea on kuormitettu voimakkaasti yhdyskuntajätevesillä, mikä on johtanut lahden voimakkaaseen rehevöitymiseen. Lahden kunnostuksesta, mm. johtamalla lahteen merivettä, on keskusteltu jo yli sadan vuoden ajan (Laakkonen 2001). Nykyään ulkoinen kuormitus Töölönlahteen on enää erittäin vähäistä, vain noin 35 kg P v⁻¹ (Anonyymi 1997). Rehevyytensä kuitenkin ylläpitää edelleen sedimentistä veteen kohdistuva voimakas sisäinen fosforikuormitus, jonka on arvioitu olevan noin 1000–2000 kg v⁻¹ (Kansanen ym. 1995).

Töölönlahden luonnollinen vedenvaihto tapahtuu pääasiassa 1860-luvulla rakennetun rautatiesilta-aukon kautta (kuva 1.1). Veden vaihtuvuus on näin pääosin merenpinnan korkeusvaihteluiden määräämä. Töölönlahden valuma-alue on kantakaupungin viemäröinnistä johtuen supistunut noin 5 km² laajuudesta ainoastaan 39 hehtaarin kokoiseksi (Tikkanen ym. 1996). Tämä on vähentänyt huomattavasti lahteen päätyviä hulevesiä ja näin ollen myös maalta tulevan kuormituksen määrää. Töölönlahteen päätyvän luonnollisen kokonaistulovirtaaman määrän on arvioitu olevan noin 51 000 m³ v⁻¹ ja veden vaihtuvuuden Kaisaniemenlahdelta noin 2,3 milj. m³ v⁻¹. Teoreettinen veden vaihtuvuus lahdessa on noin kaksi kuukautta (Anonyymi 1997). Mallinnustutkimuksissa Kaisaniemenlahdelta työntyvän meriveden on todettu liikkuvan suureksi osaksi edestakaisin meriveden pinnan korkeuden vaihteluiden mukaan Töölönlahden suulla. Merivesi, joka pääsee Töölönlahdelle asti, pysyy siellä kuitenkin suhteellisen kauan (Kövessi 2005).

Hulevesien pieni määrä sekä purojen ja ojien puute on johtanut heikosta meriyhteydestä huolimatta siihen, että veden suolaisuus lahdessa on Kruunuvuorenselän suolapitoisuuden kaltainen. Kapean meriyhteyden kautta Töölönlahteen tulee merivettä pulsseina meriveden pinnan korkeuden vaihteluista johtuen. Tulevan veden suolaisuuden määrä pitkälti Vantaanjoen virtaama, joka vaikuttaa Kruunuvuorenselän ja Kaisaniemenlahden veden suolaisuuteen.

Töölönlahden mataluus johtaa tehokkaaseen, tuulen aikaansaamaan, veden pystysuuntaiseen sekoittumiseen. Tämä näkyy mm. lahden veden sameutena ja suurina kiintoainemäärinä. Veden sameuteen ja kiintoainemääriin vaikuttaa myös lahteen sisään virtaavan meriveden laatu ja veden keskimääräinen vaihtuvuus.

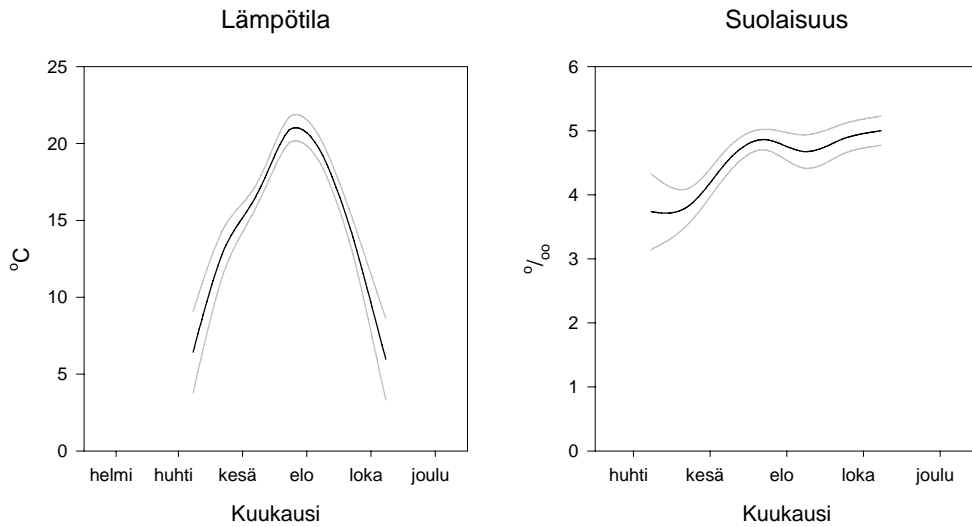


Kuva 1.1. Töölönlahti on yhteydessä Itämereen kapean rautatietunnelin kautta. Kuva: Helsingin kaupungin kuvapankki / Mika Lappalainen.

1.1.2 Veden laadun vuodenaikainen kehitys

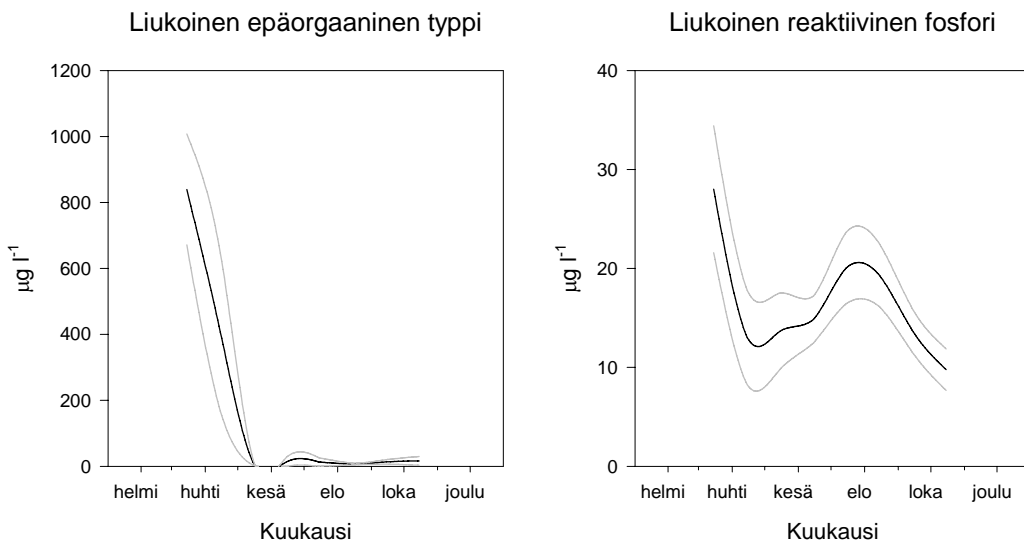
Töölönlahden veden lämpötila kohoaa nopeasti heti jäiden lähdön jälkeen keväällä, mikä johtuu pitkälti lahden mataluudesta ja sameudesta. Kesä–heinäkuussa pintaveden lämpötila vaihtelee 16–21 °C:een välillä, riippuen auringon säteilyn määrästä ja ilman lämpötilasta. Syksyllä pintaveden lämpötila alkaa laskea nopeasti auringon säteilyn määrän vähetessä ja ilman lämpötilojen laskiessa (kuva 1.2).

Töölönlahden pintaveden suolapitoisuus alkaa nousta toukokuussa ja kasvaa koko avovesikauden ajan. Keväällä suolapitoisuus on alhainen, johtuen Vantaanjoen virtaaman suuresta määrästä. Makea jokivesi laimentaa Kruunuvuorenselän veden suolaisuutta ja siten myös matalan Töölönlahden suolapitoisuutta, lumien sulamisvesien ohella (kuva 1.2). Suolapitoisuus on avovesikauden loppuun mennessä samaa tasolla kuin muuallakin Helsingin edustan merialueilla.



Kuva 1.2. Töölönlahden lämpötilan ja suolaisuuden keskiarvot vuosille 1987–2007 (musta käyrä) ja 95 % luottamusvälit (harmaat käyrät) huhtikuulta lokakuulle.

Leville käyttökelpoisen liukoisen typen määrät vedessä vähenevät voimakkaasti korkeista talviarvoista maaliskuu–huhtikuun aikana (kuva 1.3) johtuen levien ravinteiden käytöstä. Toukokuussa liukoiset typpiravinteet on kulutettu miltei loppuun ja pitoisuudet vedessä kasvavat huomattavasti vasta saman vuoden marras–joulukuun aikana. Liukoinen reaktiivinen fosfori vähenee vedestä liukoisen typen ohella keväällä. Fosfori ei kuitenkaan kokonaan loppu levien sitoessa liukoisia ravinteita biomassansa. Liukoisen typen loppuminen vedestä rajoittaa jossain määrin levien kasvua ja fosforivarantojen käyttöä. Fosforin suuresta sisäisestä kuormituksesta johtuen, reaktiivista liukoista fosforia kertyy jonkin verran veteen kesän aikana.

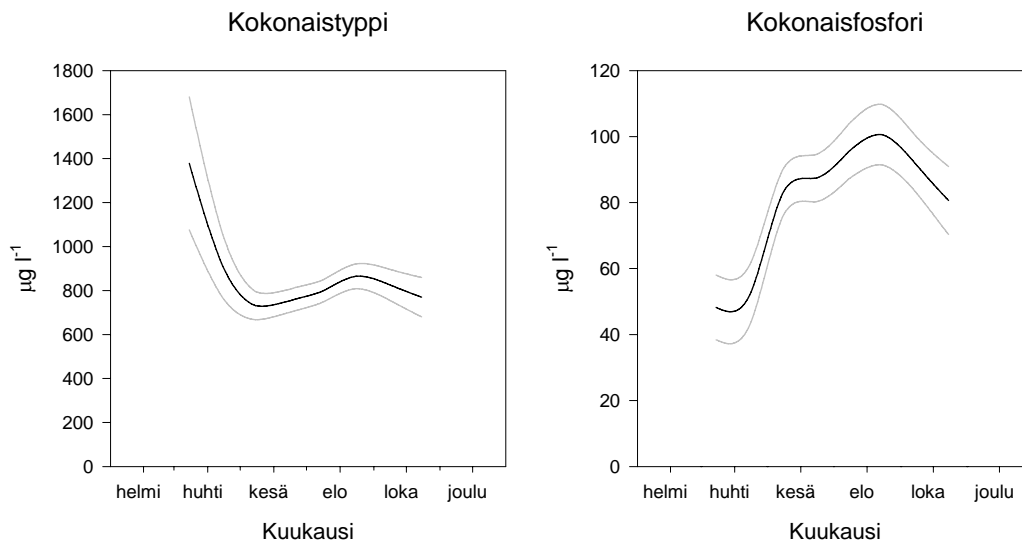


Kuva 1.3. Töölönlahden liukoisen typen ja liukoisen reaktiivisen fosforin keskiarvot vuosille 1987–2007 (musta käyrä) ja 95 %:n luottamusvälit (harmaat käyrät) huhtikuulta lokakuulle.

Kokonaisravinnemäärät kuvaavat vesistön rehevyystillaa, ja vertaamalla niitä liukoisten ravinteiden määriin voidaan tehdä päätelmiä vesistön ravinnedynamiikasta. Suurin osa ravinteista vedessä on liukoisessa muodossa talvella ja aikaisin keväällä (kuvat 1.3 ja 1.4). Tyypestä suurin osa on leväbiomassaan sitoutuneena kesällä, ja pieni liukoisen typen määrän kohoaminen heinäkuussa johtunee tyypeä sitovien sinilevien toiminnasta. Liuenneet typpiravinteet sidotaan nopeasti levien biomassaan mutta kokonaistypen määrä vedessä laskee keväällä johtuen keväällä kasvavien levien vajoamisesta pohjaan niiden kuollessa.

Kokonaistypen määrä kasvaa kuitenkin syyskuulle toukokuusta noin $200 \mu\text{g l}^{-1}$. Tämä kasvu johtuu osittain tyypeä sitovien sinilevien toiminnasta, samoin kuin liukoisen typen osalta. Typensidonnann osuutta tästä kasvusta ei voida kuitenkaan erottaa ilman suoria typen sidonnann mittauksia, koska Töölönlahden vesi sekoittuu pohjaan saakka ja osa kokonaistypen kasvusta saattaa johtua pohjasta vesipatsaaseen uudelleen sekoittuneen aineksen määrien kasvusta. Tässä aineistossa havaittu kokonaistypen määrän kasvu vastaa typensidonta-aktiivisuutta, joka on noin $45 \text{ mg N m}^{-2} \text{ pv}^{-1}$. Tämä arvio vastaa suoria mitattuja sekä epäsuorasti arvioituja arvoja Itämeressä (esim. Niemistö ym. 1989, Larsson ym. 2001).

Sisäinen kuormitus Töölönlahdessa näkyy voimakkaana kokonaisfosforin kasvuna kesällä (kuva 1.4). Koska typi todennäköisesti rajoittaa levien kasvua, jää osa sisäisen kuormituksen aiheuttamasta fosforin lisästä käyttämättä (kuvat 1.3 ja 1.4). Kesän kasvavat kokonaisfosforipitoisuudet johtuvat siis suureksi osaksi kasviplanktonbiomassan kasvusta, joka sitoo itseensä suuren osan saatavilla olevasta liukoisesta fosforista, mutta myös pohjasta veteen sekoittuvasta kiintoaineksesta ja pohjasta liukenevasta liukoisesta reaktiivisesta fosforista, joka on noin kolmannes kokonaisfosforin määrän kasvusta.

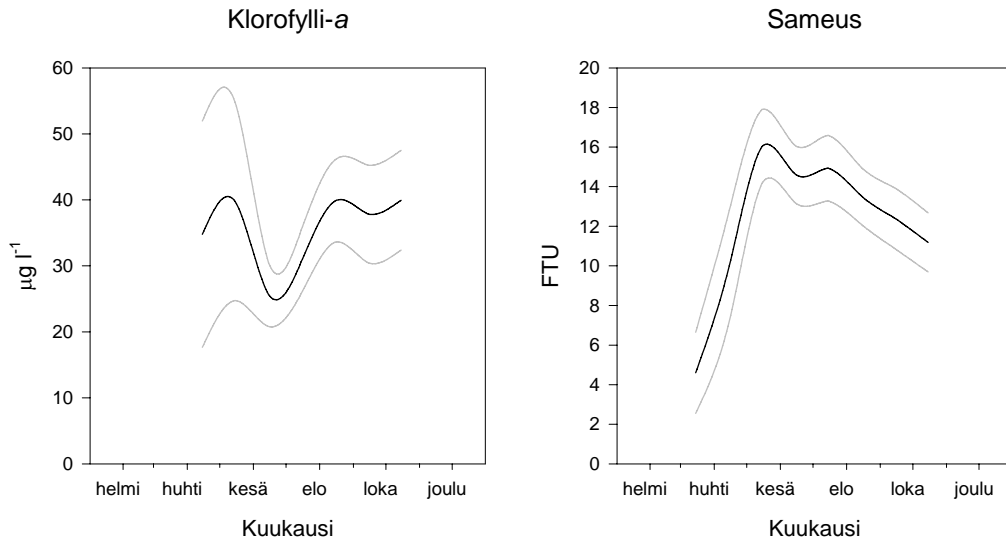


Kuva 1.4. Töölönlahden kokonaistypen ja fosforin keskiarvot vuosille 1987–2007 (musta käyrä) ja 95 % luottamusvälit (harmaat käyrät) huhtikuulta lokakuulle.

Kasviplanktonin biomassa lisääntyy keväällä valon määrän lisääntyessä. Töölönlahdella kevätukinta esiintyy yleensä huhti–toukokuussa, mutta vuosien välillä havaitaan suurtakin vaihtelua, joka ilmenee laajana luottamusvälinä pitkän ajan keskiarvoissa (kuva 1.5). Kevätukintaa seuraa jaksolla jolloin kasviplanktonin mää-

rä on hieman kevään huippua pienempi. Tällöin pintaveden liunneen typen varannot ovat kulutettu vähiin ja kevätkukinnan leväbiomassa on vajonnut pohjaan vieden mukanaan osan ravinteista.

Loppukesän kasviplanktonin kokonaismäärä on Töölönlahdella samaa suuruusluokkaa kuin kevätkukinnankin levämäärä (kuva 1.5). Kasviplanktonin biomassa on lahdella koko avovesikauden ajan suhteellisen suuri ja se koostuu pääasiassa pienikokoisista lajeista. Töölönlahden sameus kasvaa voimakkaasti keväällä levämässän lisääntyessä ja Vantaanjoen virtaamien ollessa huipussaan. Veden sameus Töölönlahdessa on melko korkea koko avovesikauden ajan.



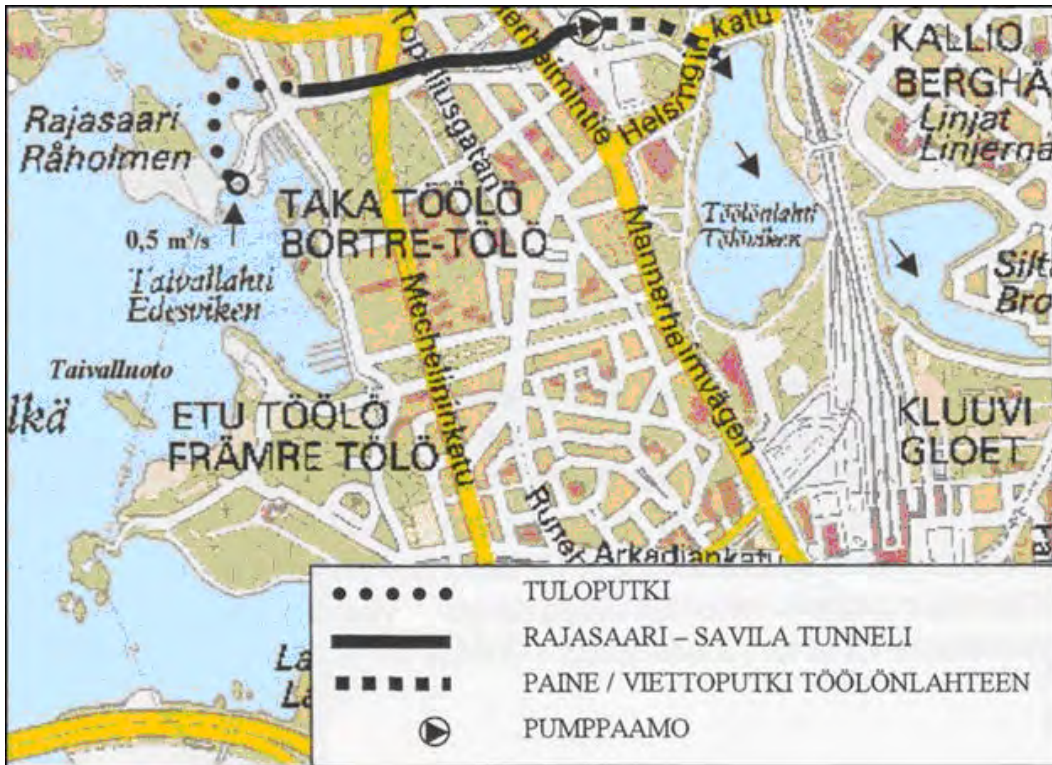
Kuva 1.5. Töölönlahden klorofylli-a:n ja sameuden keskiarvot vuosille 1987–2007 (musta käyrä) ja 95 % luottamusvälit (harmaat käyrät) huhtikuulta lokakuulle.

1.2 Töölönlahden kunnostushanke ja sen tavoitteet

Töölönlahtea alettiin virallisesti kunnostaa 18.8.2005 johtamalla sinne merivettä Helsingin länsipuolella sijaitsevalta Humallahdelta käytöstä poistetun viemäritunnelin kautta (rakennusviraston teettämä selvitys SCC Viatek Oy 2000). Kunnostuksen tarkoituksena on parantaa Töölönlahden veden vaihtuvuutta. Vettä pumpataan noin 2–3 m syvyydestä Rajasaaren sillan eteläpuolelta (kuva 1.6) ja sitä juoksutetaan Töölönlahteen avovesikauden aikana lähinnä toukokuusta lokakuulle. Vuonna 2005 veden juoksutus alkoi vasta loppukesästä ja sen toimivuus oli katkonaista. Joten vuosi 2006 on varsinaisesti ensimmäinen vuosi jolloin kunnostustoimenpiteiden katsotaan alkaneen. Tällöinkin juoksutus alkoi vasta kesäkuussa.

Vuosina 2007 ja 2008 vettä juoksutettiin Töölönlahteen huhtikuusta joulukuulle. Juoksutettavan veden määrä on noin $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, jolloin teoriassa Töölönlahden koko vesimassa vaihtuu noin kahdentoista päivän välein, kun maalta tuleva kokonaisvaluma ja meriyhteyden aiheuttama maksimaalinen potentiaalinen veden vaihtuvuus otetaan huomioon. Veden vaihtuvuus tehostuu laskennallisesti noin viisinkertaiseksi juoksutuksen ollessa $0.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Veden vaihtuvuuden lisääminen

on osoittautunut käyttökelpoiseksi menetelmäksi rehevien vesistöjen kunnostuksessa edellyttäen, että johdettavat vesimäärät ovat suuria (Kansanen ym. 1996).



Kuva 1.6. Meriveden juoksutusreitti Humallahdelta Töölölahteen. Kuva: Rakennusvirasto 2000.

Kunnostustoimien tavoitteeksi on asetettu se, että Töölölahti muuttuisi enemmän luonnontilaista merenlahtea muistuttavaksi lahdeksi, jolloin sen rehevyystaso, kasviplanktonin määrä ja sen aiheuttama veden sameus pienenisivät (Kajaste 2003). Käytännössä tämä tarkoittaisi lievästi rehevöitynyttä merenlahtea, jossa vesi on jossain määrin sameaa, mutta hapettomuutta ja massiivisia leväkukintoja ei esiintyisi. Tämän raportin tarkoituksena on luoda katsaus siihen, millaisia vaikutuksia lisäveden juoksutuksella on ollut Töölölahden veden laatuun kunnostuksen kolmen ensimmäisen vuoden jälkeen alkaen vuodesta 2006.

Töölölahden kunnostukselle on asetettu seuraavat veden laatutavoitteet:

- Veden näkösyvyys ei saa olla alle 1 m
- Suurta hapen ylikyllästystä tai hapen vajausta ei saa esiintyä
- Fosforipitoisuus ei saa ylittää kolmen vuoden keskiarvoa 50 µg/l. Alueen keskeisen sijainnin vuoksi fosforipitoisuus ei saisi hetkellisestikään ylittää em. arvoa avovesikaudella.
- Hygieenisen laadun tulee täyttää uimavedelle asetetut laatuvaatimukset
- Alueella voi esiintyä levähaittoja poikkeuksellisesti, ei kuitenkaan merkittäviä eikä pitkäaikaisia.

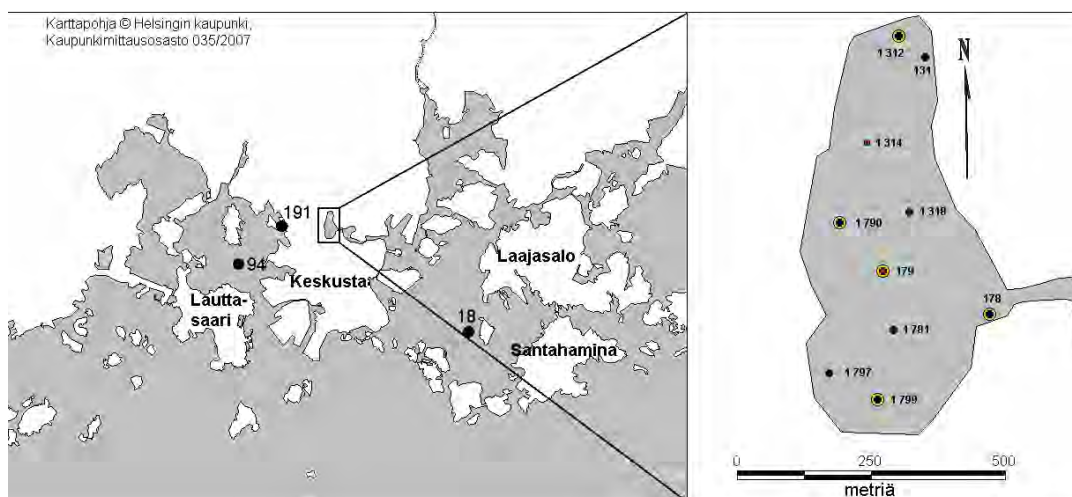
1.3 Aineisto ja menetelmät

1.3.1 Aineiston kuvaus

Töölönlahdelta on saatavilla tutkimusaineistoa vuosilta 1967–2008. Vuosina 1967–1990 Töölönlahden havaintopaikka (131) sijaitsi aivan lahden pohjoispäässä ja vuosina 1990–2008 (179) lahden keskiosassa (kuva 1.7). Havaintopaikan siirron yhteydessä ympäristökeskus totesi, ettei havaintopaikkojen veden laadussa ollut juurikaan eroja. Tämän raportin tuloksia tarkasteltaessa tulee kuitenkin huomioida havaintopaikan vaihto, analyysimenetelmien muutokset (klorofylli-a ja ravinneanalytiikka ovat muuttuneet) sekä vuosien (1967–1990) melko hajanainen aineisto.

Intensiivisempi näytteenotto aloitettiin vuonna 2000, jolloin näytteitä otettiin kesä-elokuussa vähintään joka toinen viikko. Lisäksi syksyllä 2008 Töölönlahdella tehtiin useammalla havaintopaikalla (kuva 1.7 ja taulukko 1.1) tehoseuranta, jolla selvitettiin veden laadun parametrien alueellista vaihtelua lahdella. Vertailualueina pitkäaikaismuutosten selvittämiseksi käytetään ympäröivää merialuetta, tarkemmin Kruunuvuorenselän (havaintopaikka Vasikkasaari 18) ja Seurasaareselän (havaintopaikka Porsas 94) näytepisteitä (kuva 1.7). Humallahden (havaintopaikka 191) veden laatua on tarkkailtu samoina aikoina Töölönlahden veden laadun kanssa vuodesta 2005 lähtien.

Töölönlahden tilassa tapahtuneiden muutosten kuvaamiseen käytetään pääosin veden fysikaalis-kemiallisten ja biologisten muuttujien yhdistelmää. Tämän lisäksi Töölönlahdella tehtiin vuonna 2008 erillisselvityksiä pohjaeläimistöstä, vesikasvillisuudesta sekä sedimentin haitta- ja vierasaineiden pitoisuuksista.



Kuva 1.7. Töölönlahden sijainti ja havaintopaikat vuosina 1967–2008. Kartassa on esitetty myös vertailualueina käytettyjen havaintopaikkojen (18, 94) sekä Humallahdella sijaitsevan veden laadun havaintopaikan (191) sijainnit. ● vesinäytteiden havaintopaikat, ● pohjaeläinnäytteiden havaintopaikat ja ● sedimenttinäytteiden havaintopaikat.

Taulukko 1.1. Tutkimuksessa käytetyt havaintopaikat, niiden koordinaatit sekä kokonais-syvyydet.

Havaintopaikka	N (WGS 84)	E (WGS 84)	Syvyys (m)
178	60°10.786	24°56.212	2,2
1781	60°10.756	24°56.063	1,8
179	60°10.814	24°56.040	1,9
1790	60°10.864	24°55.956	1,5
1797	60°10.712	24°55.930	1,1
1799	60°10.687	24°56.025	0,7
131	60°10.029	24°56.132	< 0,5
1312	60°10.049	24°56.083	1,3
1314	60°10.941	24°56.009	1,5
1318	60°10.871	24°56.100	1,8
191	60° 10.885	24° 54.431	3,0
94	60° 10.435	24° 53.143	9,0
18	60° 9.108	25° 0.302	17,0

1.3.2 Vesinäytteenotto ja näytteiden analysointi

Vuoden 2000 jälkeen vesinäytteet fysikaalis-kemiallisiin ja hygieenisiin analyysihin otettiin Ruttner-näytteenottimella metrin syvyydestä (taulukko 1.2). Ennen vuotta 2000 otetut näytteet otettiin kahden metrin syvyydeltä. Töölönlahden mataluudesta johtuen vesimassa ei kerrostu kesällä lämpötilan eikä suolaisuuden suhteen. Täten näytteenottosyvyyden vaihtumisella ei oleteta olevan suurta merkitystä tuloksissa havaittuun vaihteluun. Kasviplankton ja klorofylli-a näytteet on otettu pintavedestä, 0–1 m syvyydestä.

Näytteet analysoitiin Helsingin kaupungin ympäristölaboratoriossa sekä vuoden 2008 alusta lähtien fysikaalis-kemialliset ja hygieeniset muuttujat Metropolilabissa. Veden klorofylli-a -pitoisuus analysoitiin vuoteen 1994 saakka Stricklandin ja Parsonin (1968) menetelmällä, jonka jälkeen siirryttiin nykyiseen standardiin ja uuttoliuos vaihtui asetonista etanoliksi. Suolaisuus mitattiin salinometrillä vuoteen 1992 saakka. Ammoniumtyyppi analysoitiin vuoteen 2005 saakka standardin SFS 3032 mukaisesti ja nitriittityppi vuoteen 1997 saakka standardin SFS 3029 mukaisesti. Fosfaattifosfori ammoniummolybdaattimenetelmällä ja 1.4.1986 alkaen standardin SFS 3025.

Taulukko 1.2. Töölönlahdelta tehdyt veden fysikaalis-kemialliset ja hygieeniset analyysit.

Määrittäminen	Menetelmä	Määrittämiss raja	Mittausepävarmuus
Näkösyvyys	Valkolevynä Ruttner-noutimen kansi		
Lämpötila	Ruttner-noutimen lämpömittari		
Suolaisuus	Johtokyky mittaus		0,01
Sameus	SFS-EN ISO 7027	0,5 FTU	0,1
pH	SFS 3021		0,2
Happi	SFS 3040		0,1
Hapen kyllästysaste	SFS-EN 25813		
NH ₄ -tyypin pitoisuus	SFS-EN 11732	4 µg/l	0,15
NO ₂ +NO ₃ -tyypin pitoisuus	SFS-EN ISO 13395	4 µg/l	0,15
Typen kokonaispitoisuus	SFS-EN ISO 11905-1	50 µg/l	0,15
PO ₄ -fosforin pitoisuus	SFS 3025	4 µg/l	0,15
PO ₄ - fosforin pitoisuus (liukonen)		4 µg/l	0,15
Fosforin kokonaispitoisuus		5 µg/l	0,15
Klorofylli-a	SFS 5772	0,5 µg/l*	0,1*
<i>Escherichia coli</i>	Colilert Quanti-Tray (pikatesti)	< 1	

* Laskettu vuoden 2007 tuloksista.

1.3.3 Aineiston tilastollinen analysointi

Tulokset esitetään kesäkuukausien (kesä–elokuu) pitkänajan trendeinä sekä vuosittaisina kesä–elokuun keskiarvoina kahdelle kolmen vuoden jaksolle, 2003–2005 ja 2006–2008. Pidemmän ajanjakson muutokset esitetään niin, että pystytään arvioimaan pitkäaikaisten taustamuutosten vaikutusta mitattujen parametrien muutoksiin lyhyemmällä aikavälillä. Tulokset vuosilta 2003–2008 esitetään kolmen vuoden jaksoissa niin, että voidaan arvioida juoksutuksen vaikutus mahdollisimman häiriöttömästi. Aineiston analysoinnissa on käytetty pääasiassa kesä–elokuun aikaisia havaintoja siksi, että eri vuosien välisiin eroihin vaikuttaisi eri ajankohtina suoritettu näytteenotto mahdollisimman vähän ja koska talvi- ja kevätnäytteenotto on ollut Töölönlahdella satunnaista vaihtelevista jääoloista johtuen.

Aineisto analysoitiin R-tilasto-ohjelmalla ja pitkänajan trendien selvittämiseen käytettiin Loess-lokaaliregressiofunktiota. Lokaaliregression avulla pystytään havainnollistamaan aineiston pitkän ajan muutokset ja löytämään tilastolliset trendit. Juoksutuksen vaikutus analysoitiin vertaamalla 2003–2005 ja 2006–2008 jaksosten kesä–elokuun muuttujien keskiarvoja R-tilasto-ohjelman lme-toistomittaus sekamallilla. Eri vuosina tehtyjä mittauksia käsiteltiin riippumattomina toistomittauksina. Samana vuonna tehdyt mittaukset ovat kuitenkin toisistaan riippuvia, mikä edellyttää toistomittausmenetelmien käyttöä.

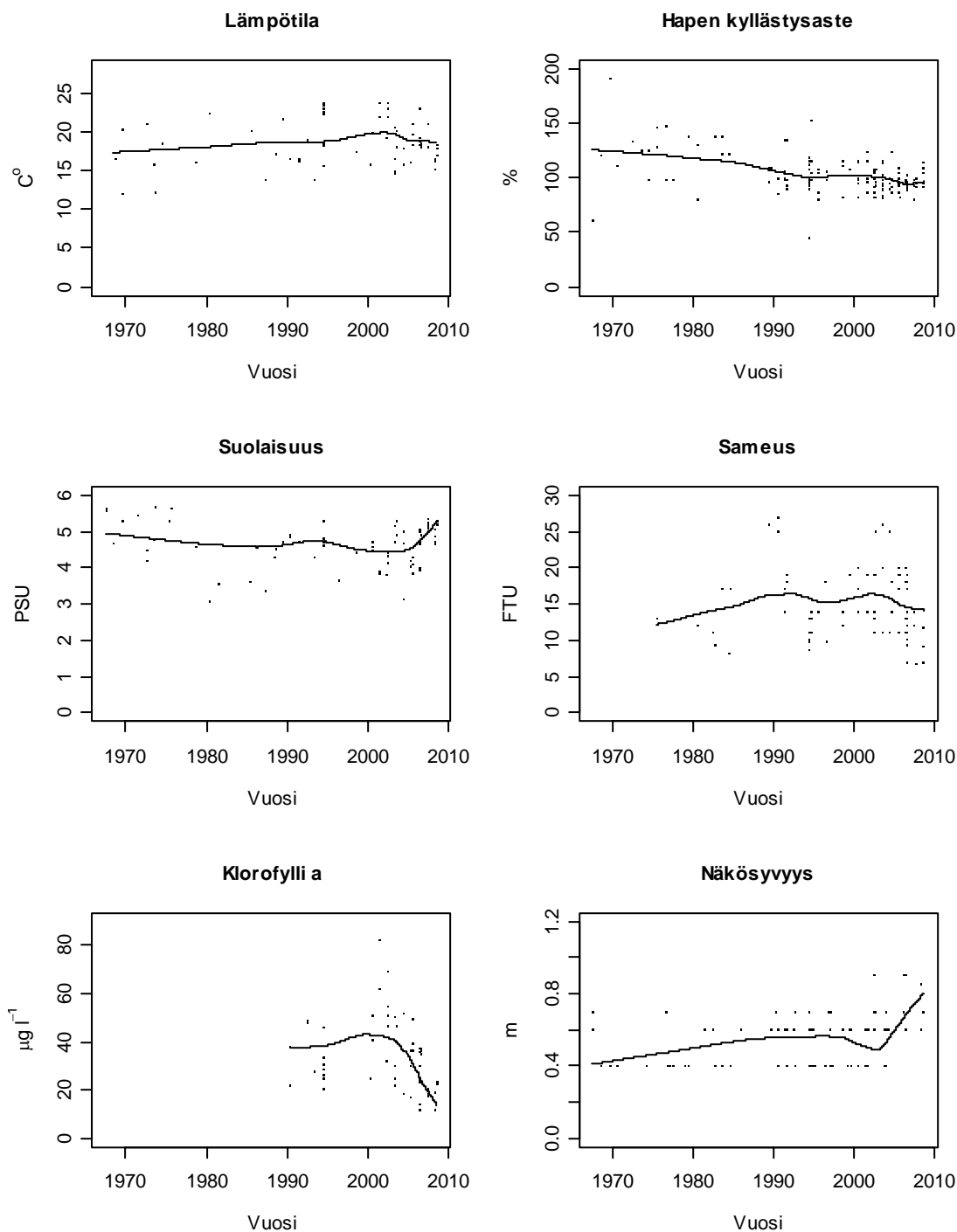
1.4 Tulokset

1.4.1 Veden laadun pitkäaikaismuutokset

Töölönlahden kesäaikainen pintaveden lämpötila on noussut 1970-luvulta 2000-luvun taitteeseen saakka, jonka jälkeen se on laskenut hieman. Suolapitoisuus on puolestaan laskenut 1970-luvulta aina 2000-luvulle saakka, kunnes se vuoden 2005 jälkeen on noussut selvästi (kuva 1.8). Veden suolapitoisuus on Töölönlahdella vaihdellut kuitenkin voimakkaasti vuodenajasta riippuen aina 1 ‰:sta jopa 6,5 ‰:een vuosien 1967–2008 aikana.

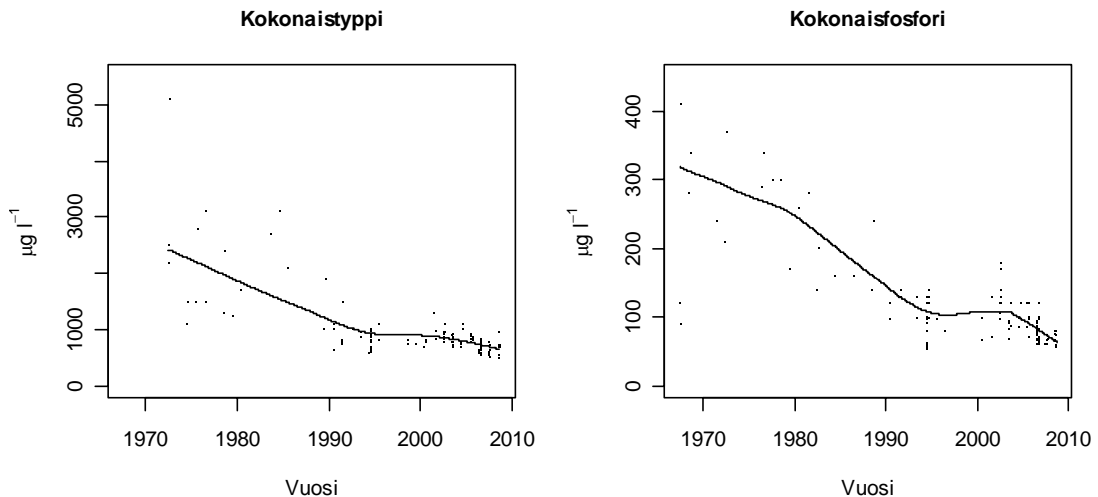
Kasviplanktonin biomassaa kuvaava klorofylli-a -pitoisuus on pienentynyt voimakkaasti 1990-luvun ja 2000-luvun taitteen tasoilta, eikä viime vuosina ole kesällä enää havaittu poikkeuksellisen korkeita klorofyllihuippuja (kuva 1.8). Töölönlahden kesäaikaiset pintaveden hapen kyllästysasteen huiput ovat niin ikään pienentyneet 1970-luvun alusta, eikä hapen ylikyllästymistä ole huomattavissa määrin havaittu enää 2000-luvulla (kuva 1.8).

Vaikka varhaisempia havaintoja on vain harvakseltaan, vaikuttaisi siltä että Töölönlahden kesän aikainen veden sameus on kasvanut 1970-luvulta 2000-luvun alkupuolelle saakka, jonka jälkeen on tapahtunut veden kirkastumista. Myös 1990-luvun keskivaiheilla näyttää olevan havaittavissa veden kirkastumista. Kesän näkösyvyudet ovat parantuneet jonkin verran viimeisten vuosien aikana ja heikoimpia näkösyvyshavaintoja (< 0,6 m) ei ole enää tehty (kuva 1.8). Töölönlahden kesäaikainen näkösyvyys on kuitenkin edelleen varsin pieni.



Kuva 1.8. Töölönlahden pintaveden lämpötilan (1967–2008), suolaisuuden (1968–2008), klorofylli-a:n (1990–2008), hapen kyllästysasteen (1967–2008), sameuden (1975–2008) sekä näkösyvyyden (1967–2008) muutokset kesä–elokuussa tehdyissä mittauksissa. Pisteet ovat yksittäisiä mittaussarvoja ja käyrät puolestaan aineiston perusteella lasketut lokaaliregressio (Loess) -käyrät, jotka kuvastavat aineistossa havaittavia trendejä.

Kesäaikaiset kokonaisravinteiden (fosforin ja typen) määrät ovat Töölönlahdella laskeneet 1970-luvun alusta saakka (kuva 1.9). Ravinnemäärien pitkäaikainen väheneminen tasoittui 1990-luvun puolivälissä ja kääntyi uudelleen laskuun vuoden 2005 jälkeen. Voimakkain kokonaisfosforipitoisuuksien pieneneminen on tapahtunut 1980-luvulta noin vuoteen 1995, sekä uudelleen vuoden 2005 jälkeen.



Kuva 1.9. Töölönlahden pintaveden kokonaistypen (1972–2008) ja -fosforin (1967–2008) pitoisuuksien muutokset kesä–elokuussa. Pisteet indikoivat yksittäisiä mitattuja arvoja ja käyrät ovat aineiston perusteella lasketut lokaaliregressio (Loess) -käyrät, jotka kuvastavat aineistossa havaittavia trendejä.

1.3.2 Veden laadun muutokset jaksojen 2003–2005 ja 2006–2008 välillä

Kun verrataan juoksutuksen aikaisia veden pintalämpötilan tuloksia juoksutusta edeltäneeseen kolmen vuoden jaksoon, Töölönlahden pintaveden lämpötilassa ei ole tapahtunut merkitsevää muutosta (kuva 1.10).

Vuosien 2006–2008 pintaveden suolaisuus on keskimäärin noin 0,5 ‰ suurempi verrattuna juoksutuksen aloitusta edeltävään kolmeen vuoteen (kuva 1.10). Suolaisuuden muutos juoksutuksen alettua ei kuitenkaan ole tilastollisesti merkitsevä (Liite 2). Suolaisuus on ollut juoksutustakin edeltävällä jaksolla ajoittain samalla tasolla, kun mille se juoksutuksen aikana on noussut (esim. vuonna 2003).

Klorofylli-*a*:n pitoisuudet kesä-elokuussa pintavedessä ovat laskeneet selvästi vuosina 2006–2008 verrattaessa edeltävään kolmen vuoden jaksoon (kuva 1.10). Klorofyllitason muutos on tilastollisesti merkitsevä (Liite 2). Pintaveden kesänai- kainen klorofylli-*a*:n määrä Töölönlahdella on laskenut keskimäärin noin 17 µg l⁻¹ juoksutuksen alettua.

Hapen kyllästysaste on pysynyt lähes samana kahden vertailtavan ajanjakson aikana, kun taas veden sameus on laskenut vuosina 2006–2008 keskimäärin 4 FTU-yksikköä (kuva 1.10). Tämä muutos veden sameudessa juoksutuksen alettua on tilastollisesti merkitsevä (Liite 2). Näkösyvyytenä mitattuna keskimääräinen kesäajan veden kirkkaus on parantunut jonkin verran (kuva 1.10). Veden näkösyvyyden muutos on aineistossa esiintyvään vaihteluun nähden kuitenkin suhteellisen pieni, eikä se ole tilastollisesti merkitsevä. Töölönlahden näkösyvyys on lievästä parannuksesta huolimatta nykyään vielä erittäin heikko.

Kokonaisravinteiden määrät ovat laskeneet juoksutuksen alettua Töölönlahdella selvästi (kuva 1.11). Kokonaistypen pitoisuudet ovat vähentyneet keskimäärin 160 µg l⁻¹ ja kokonaisfosforin noin 26 µg l⁻¹. Kokonaisravinteiden määrien vähenemiset ensimmäiseltä vertailujaksolta toiselle ovat tilastollisesti merkitseviä

(Liite 2). Kokonaisfosforin kesänaikainen keskiarvo ($70,0 \pm 12,1 \mu\text{g l}^{-1}$) ylittää vielä kuitenkin huomattavasti sille asetetun kunnostustavoitteen $50 \mu\text{g l}^{-1}$.

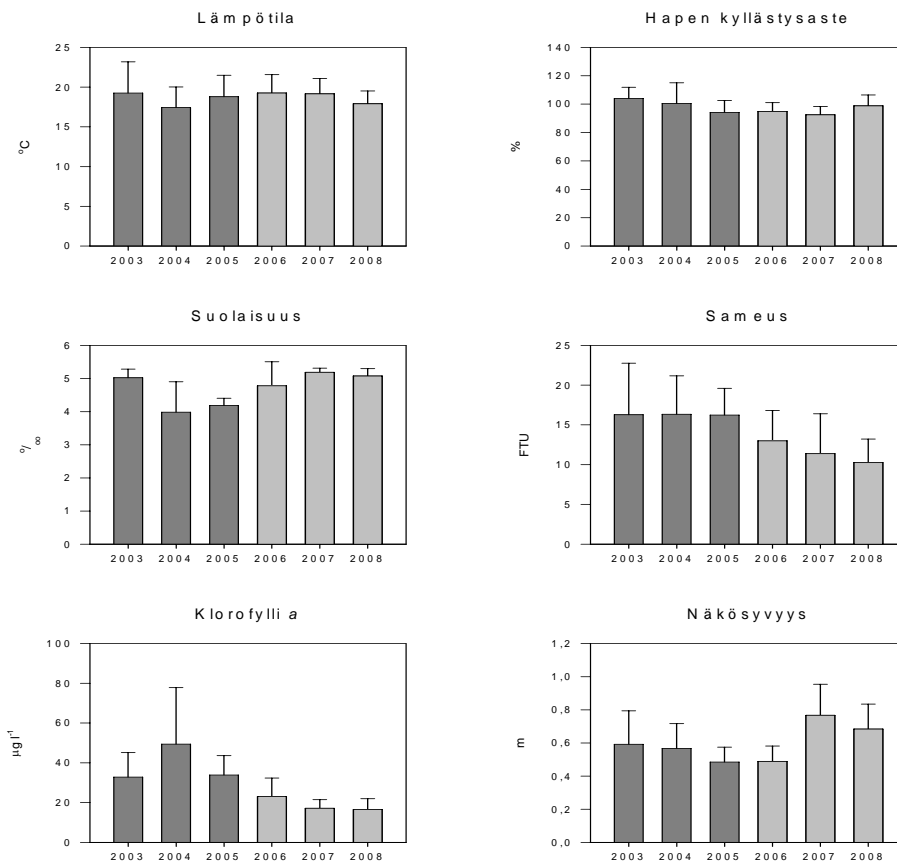
Veden hygieeninen laatu, mitattuna *Escherichia coli* -bakteerien määrinä, on parantunut juoksutuksen myötä. Ennen juoksutusta Töölönlahden veden hygieeninen laatu oli yleisten uimarantojen laatua ja valvontaa koskevan asetuksen (177/2008) liitteessä 1 määritetyn 95-prosenttipisteen laskukaavan mukaan hyvä (95-prosenttipiste: 436). Juoksutuksen jälkeen veden hygieeninen laatu on parantunut erinomaiseksi (95-prosenttipiste: 210).

Veden hygieeninen laatu arvioidaan asetuksen mukaan seurantajaksoissa. Asetuksessa määritellään seurantajakso neljäksi edeltäväksi uimakaudeksi. Tässä raportissa veden laadun arvioinnissa on käytetty vain kahta vuotta ennen juoksutusta ja kolmea juoksutuksen jälkeen vertailujaksoina. Veden hyvästä hygieenisestä laadusta huolimatta Töölönlahdelle ei kuitenkaan suositella yleisen uimarannan perustamista, sillä lahden pohjassa on paljon kaikenlaista metalli-, lasi- ym. romua.

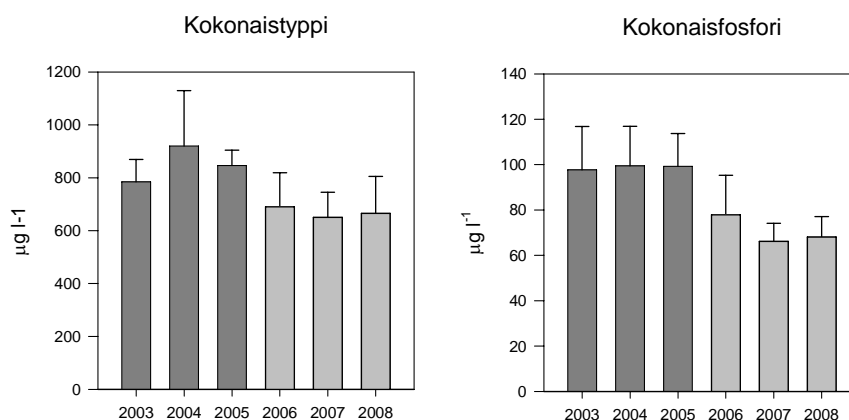
1.3.3 Juoksutuksen aikainen veden sekoittuminen Töölönlahden eri osien välillä

Vuoden 2008 syyskuun puolesta välistä lokakuun loppuun Töölönlahden veden laatua seurattiin tehostetusti, minkä tarkoituksena oli selvittää meriveden juoksutuksen vaikutusta erillisten virtaussolujen syntyyn lahdella. Mallinnustyökaluilla on todettu, että lahteen pumpattu vesi voi mahdollisesti virrata suoraan ulos lahdelta juurikaan sekoittumatta Töölönlahden veteen (Kövessi 2005). Näiden virtaussolujen mahdollista olemassa oloa voidaan koettaa selvittää esimerkiksi suolaisuuden tilallisen jakauman avulla.

Tehostetussa tutkimuksessa todettiin, että veden laadussa ei ole merkittäviä eroja lahden eri osissa syksyllä. Veden suolaisuus vaihteli hyvin samankaltaisesti kaikilla havaintopaikoilla. Klorofylli-a -pitoisuuksissa ei havaittu merkittäviä eroja, vaikka kokonaisravinteita oli vedessä muutamalla näytteenotokerralla melko runsaasti. Nämä suurimmat pitoisuudet sijoittuvat lahden pohjois- ja eteläpään matalille havaintopaikoille ja johtunevat näytteenottoveeneen aiheuttamasta pohjamateriaalin irtoamisesta ja sekoittumisesta vesimassaan.



Kuva 1.10. Töölönlahden pintaveden lämpötila, suolapitoisuus, klorofylli-a -pitoisuus, hapen kyllästysaste, sameus ja näkösyvyys kesä–elokuun aikaisina keskiarvoina ja keskihajontoina. Vuodet 2003–2005 kuvaavat ajanjaksoa ennen juoksutuksen alkua (tummat pylväät) ja vuodet 2006–2008 juoksutuksen aikaista (vaaleat pylväät) vaihetta.



Kuva 1.11. Töölönlahden pintaveden kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuus kesä–elokuun keskiarvoina ja keskihajontoina. Vuodet 2003–2005 kuvaavat ajanjaksoa ennen juoksutuksen alkua (tummat pylväät) ja vuodet 2006–2008 juoksutuksen aikaista (vaaleat pylväät) vaihetta.

1.5 Tulosten tarkastelu

1.5.1 Meriveden juoksutuksen vaikutus Töölönlahden veden laatuun

Tässä raportissa on esitetty joukko erilaisia muuttujia jotka kuvaavat Töölönlahden aiempaa ja nykytilaa. Veden fysikaalis-kemiallisia muuttujia (lämpötila, suolaisuus, sameus, näkösyvyys sekä ravinne- ja klorofylli-a -pitoisuudet) käytetään kuvaamaan lahden tilan sekä pitkäaikaista muutosta että veden vaihtuvuuden parantumisesta aiheuttamaa muutosta johtuvaa muutosta.

Pitkän ajan muutosten selvittäminen on oleellista, jotta pystytään erottamaan juoksutuksen vaikutuksen osuus havaituista muutoksista. Veden laadun paranemiselle asetetut tavoitteet koskevat kaikki veden fysikaalis-kemiallista tilaa. Tässä raportissa arvioidaan ovatko nämä tavoitteet toteutuneet juoksutuksen kolmen ensimmäisen vuoden aikana.

1.5.2 Juoksutuksen vaikutus veden vaihtuvuuteen

Pintaveden lämpötila on Töölönlahdella noussut 1970-luvusta aina 2000-luvun taitteeseen saakka, jonka jälkeen se vaikuttaa laskeneen jonkin verran. Juoksutuksen myötä oletettu nopeampi veden vaihtuminen saattaa vaikuttaa pintaveden lämpötilaan, sillä lahteen saapuu jatkuvasti hieman viileämpää vettä noin 2–3 metrin syvyydestä Humallahden puolelta. Näin ollen veden viilenemisen voidaan ajatella johtuvan juoksutuksen vaikutuksesta.

Mallinnustutkimuksissa on todettu, että lahden keskivaiheille saattaa muodostua ns. virtauskenttä, jossa lahteen juoksutettu vesi virtaa suorinta reittiä ulos lahdesta (Kövessi 2005). Tällöin lahden keskellä oleva havaintopaikka (179) saattaa aliarvioida lahden todellisen keskimääräisen lämpötilan, sillä sen yli virtaa jatkuvasti hieman viileämpää Humallahden vettä.

Tarkasteltaessa lähemmin juoksutuksen vaikutusta pintaveden lämpötilaan Töölönlahdella ei kuitenkaan huomata merkitsevää eroa juoksutusta edeltävällä kolmen vuoden jaksolla juoksutuksen aikaiseen kolmen vuoden jaksoon. Töölönlahden pintaveden lämpötilan alueellisessa jakaumassa ei myöskään huomattu eroja syksyllä 2008. Pintaveden lievä viileneminen Töölönlahdella saattaa olla seurausta veden nopeammasta vaihtumisesta, mutta lämpötilan lasku ei ole tilastollisesti merkitsevää. Juoksutuksen vaikutuksen merkitystä Töölönlahden pintaveden lämpötilan alueelliseen jakaumaan tulisi edelleen tutkia kattavalla havaintoverkolla korkeimpien pintavesilämpötilojen aikaan heinä-elokuussa. Tällöin ympäröivän merialueen ja Töölönlahden pintalämpötilojen erot ovat suurimmillaan, jolloin juoksutuksen vaikutus veden vaihtuvuuteen ja sekoittumiseen.

Veden suolaisuus ei muutu biologisten tekijöiden vaikutuksesta ja siksi se kuvastaa hyvin vesimassojen alkuperää. Veden suolaisuuden perusteella on lämpötilan tapaan mahdollista arvioida juoksutuksen kokonaisvaikutusta veden vaihtuvuuteen Töölönlahdella. Suolaisuus on lämpötilaa stabiilimpi muuttuja koska siihen ei vaikuta esim. auringon säteily tai ilman lämpötila, vaan ainoastaan veden sekoittuminen. Suolapitoisuus Töölönlahdella on tyypillisesti pienimmillään keväällä Vantaanjoen virtaamahuippujen sekä lumen sulamisen aikaan ja kasvaa kesän aikana (Kajaste 2003).

Vähempisuolainen vesi ja suolaisuuden vaihtelut kuvastavat täten osittain Vantaanjoen veden vaikutusta Töölönlahden tilaan. Suolapitoisuus on laskenut Töölönlahdella 1970-luvun noin 5,0 ‰:sta 2000-luvun alun noin 4,5 ‰:een. Samanlainen suuntaus on havaittavissa myös ympäröivällä merialueella ja Itämerellä yleisesti, jossa esimerkiksi Seurasaarenselällä suolaisuus on laskenut 5,5 ‰:sta noin 5,0 ‰:een.

Poiketen ympäröivästä merialueesta, jossa suolapitoisuudet ovat laskeneet nykypäivään saakka, Töölönlahden kesän suolapitoisuus näyttää kasvaneen 2000-luvun alkupuolelta. Nykyään kesän keskimääräinen suolapitoisuus on noin 5 ‰, eli sama kuin ympäröivällä merialueella. Töölönlahdella havaittu suolaisuuden kasvu johtunee siitä, että veden keskimääräinen virtaussuunta on juoksutuksen alettua pääasiassa Töölönlahdelta ulos Kaisaniemenlahdelle. Tämä johtuu juoksutuksen suhteelliseen suuresta tilavuudesta suhteessa lahden tilavuuteen.

Ennen juoksutuksen aloittamista vesimassat liikkivat vapaammin tuulten ja veden korkeuden erojen vaikutuksesta Töölönlahdelta Kaisaniemenlahdelle sekä päinvastoin. Veden vaihtuvuus lahdessa onkin laskennallisesti ollut huomattavasti hitaampaa, kuin mitä se on juoksutuksen aikana. Vantaanjoen veden sekä lumen sulamisvesien pääsy keväällä Töölönlahteen on laimentanut talven aikana lahteen saapunutta merivettä aiheuttaen vielä kesälläkin jokseenkin makeamman veden lahdessa.

Juoksutuksen alettua vesi vaihtuu kokonaisuudessaan niin nopeasti, että jokiveden vaikutusta veden suolaisuudessa ei juuri kesällä enää huomata. Vuosien 2007 ja 2008 kesäajan suolaisuustuloksissa ei ole havaittu pitoisuuksia, jotka olisivat alle 4 ‰. Kun jokivesi ei keväisin pääse yhtä tehokkaasti tunkeutumaan lahdelle ja veden laskennallinen vaihtuvuus lahdella on nopeutunut kahdesta kuukaudesta noin 12 päivään, on vesi koko vuoden keskimääräistä suolaisempaa. Veden suolaisuuden muutosten perusteella voidaan olettaa, että juoksutuksen vaikutuksesta Töölönlahden tilaan vaikuttaa kesäaikaan nykyään voimakkaammin Humallahden veden laatu kuin Kaisaniemenlahden veden laatu.

Tarkasteltaessa suolaisuusaineistoa 2000-luvulla kolmen vuoden jaksoissa huomataan, että ennen juoksutuksen aloittamista vesi on ollut hieman makeampaa. Poikkeuksena on ainoastaan vuosi 2003, jolloin veden suolaisuus on ollut kesällä juoksutuksen aikaisen suolaisuuden tasolla. Keväällä ja kesällä 2003 Töölönlahdella oli 2000-luvun muihin vuosiin verrattuna poikkeuksellisen suolaista vettä (Kajaste 2003). Tämä johtui syksyn ja talven 2002 vähäsateisuudesta, mikä pienensi Vantaanjoen virtaamia (Pellikka ym. 2004). Tuolloin talven aikana lahteen tullut meriveden vaikutus oli ollut koko vuoden keskimääräistä voimakkaampaa. Kesän keskimääräinen (\pm keskihajonta) suolapitoisuus Töölönlahdessa juoksutusta edeltäneen 20 vuoden aikana on ollut 4,4 (\pm 0,45). Juoksutuksen jälkeen keskimääräinen suolapitoisuus on tätä hieman korkeampi, 5,04 (\pm 0,42), mahtuen kuitenkin vielä samaan vaihteluväliin. Ennen juoksutuksen alkua, vuosina jolloin jokivirtaamat ovat olleet pieniä keväisin (esim. 2003), Töölönlahden suolaisuus on ollut samalla tasolla kun mille se näyttää nousseen juoksutuksen jälkeisinä vuosina. Juoksutus vähentää Vantaanjoen ja Kruunuvuorenselän veden laadun vaikutuksia Töölönlahden tilaan ja on lisännyt veden vaihtuvuutta lahdella toivotulla tavalla. Töölönlahdella tulisi kuitenkin tehdä talvimittauksia, jotta pystytään arvioimaan luotettavasti miten meriveden juoksutus vaikuttaa Vantaanjoen veden pääsyyn lahdelle.

1.5.3 Lahden sisäinen ravinnekuormitus ja juoksutuksen vaikutus ravinnepitoisuuksiin

Kokonaisravinteiden määrä on Töölönlahdella laskenut 1970-luvusta lähtien. Tähän on vaikuttanut suurelta osin suoran ulkoisen kuormituksen voimakas väheneminen. Ulkoisen kuormituksen väheneminen on seurausta tehostetusta jäteveden puhdistuksesta, puhdistettujen jätevesien johtamisesta ulkomerelle sekä kantakaupungin yhteisviemäröinnistä. Töölönlahteen päätyvien likaisten hulevesien määrä on nykyisin enää vain vähäinen (Tikkanen ym. 1996, Anonyymi 1997). Voimakkaasta ulkoisen kuormituksen vähenemisestä huolimatta, Töölönlahden tilan paraneminen on ollut hidasta. Tämä johtuu sedimenttiin runsaana varastoituneiden ravinteiden vapautumisen aiheuttamasta sisäisestä kuormituksesta (Kansanen ym. 1995).

Sisäisen kuormituksen vaikutus voidaan havaita tarkastelemalla liukoisten ravinteiden ja kokonaisravinteiden pitkän ajan keskiarvoja. Liukoisen fosforin ja kokonaisfosforin määrät kasvavat kasvukauden edetessä. Fosforin pitoisuuksien kasvu heijastaa osittain Töölönlahden kasviplanktonin kasvun typen rajoittamaa tilaa, joka ilmenee myös liukoisten typpiravinteiden ehtymisenä kasvukauden aikana. Fosforin pitoisuuksien kasvu heijastaa kuitenkin myös voimakasta sisäistä fosforikuormitusta ja tehokasta ravinteiden kulkeutumista pohjan kerrostumista vesipatsaaseen. Ravinteiden siirtymistä vesimassaan edesauttaa tuulten aikaansaama pohjaan saakka ulottuva sekoittuminen. Kokonaisfosforin kertyminen vesipatsaaseen vuoden mittaan kuvastaa myös ennen veden juoksutuksen aloittamista vallinnutta erittäin heikkoa veden vaihtumista lahdessa, jolloin sisäisen kuormituksen vaikutus lahden tilaan voimistuu.

Tarkasteltaessa juoksutusta edeltävää (2003–2005) ja juoksutuksen jälkeistä jaksoa (2006–2008) kokonaisfosforin kesänaikaiset pitoisuudet ovat vähentyneet selvästi meriveden juoksutuksen alettua vuonna 2006. Kokonaisfosforin pitoisuuksien kasvu viiden kuukauden jaksolla huhtikuulta elokuulle on ollut lahdella juoksutuksen alettua selvästi pienempää. Ennen juoksutusta kokonaisfosforia kertyi veteen huhtikuulta elokuulle keskimäärin 18 kg koko Töölönlahden tilavuuteen nähden. Juoksutuksen jälkeen tämä kertyminen on puolittunut, ollen noin 9 kg.

Väheneminen johtuu todennäköisesti veden vaihtumisen lisääntymisestä, mikä huuhtoo sedimentistä vapautuvia ravinteita tehokkaammin Kaisaniemenlahdelle. Töölönlahden vesi sekoittuu edelleen Kaisaniemenlahden puolella meriveteen, jolloin sen sisältämät ravinnepitoisuudet laimenevat. Vertailualueena toimivien Kruunuvuorenselän (havaintopaikka 18) ja Seurasaarenselän (havaintopaikka 94) kokonaisfosforipitoisuudet ovat kesällä noin kolmanneksen pienemmät verrattuna Töölönlahden pitoisuuksiin pitkän ajan keskiarvoja tarkasteltaessa. Meriveden juoksutuksella on positiivinen vaikutus nimenomaan Töölönlahden sisäisen kuormituksen vaikutusten vähentämisessä. Juoksutuksen vaikutusta sisäisen kuormituksen määrään ei pystytä tarkasti arviomaan käytössä olevan aineiston perusteella, mutta juoksutus vähentää sisäisen kuormituksen aiheuttamaa rehevöitymistä. Tähän on syynä nimenomaan veden vaihtuvuuden lisääntyminen sekä juoksutetun veden huuhteleva vaikutus.

Kunnostustavoitteeseen kokonaisfosforin vähentymisen suhteen ei juoksutuksen ensimmäisen kolmen vuoden aikana olla päästy. Tavoitteena kokonaisfosforin suhteen on, että $50 \mu\text{g l}^{-1}$:n ylitystä kolmenvuoden keskiarvona tai avovesikauden aikana hetkellisestikään ei saisi tapahtua. Töölönlahden kokonaisfosforin ensimmäinen kolmen vuoden keskiarvo ja keskihajonta kesäkuukausille juoksutuksen alettua on $70,0 \pm 12,1 \mu\text{g l}^{-1}$.

Kokonaistypen pitoisuuksissa on kokonaisfosforin tapaan havaittavissa laskeva suuntaus, kun verrataan kolmea juoksutusta edeltävää (2003–2005) ja juoksutuksen aikaista vuotta (2006–2008). Pitoisuuksien lasku ei ole yhtä voimakas kuin kokonaisfosforissa, mikä johtuu pääasiassa siitä, että tyellä ei ole suurta sisäistä lähdeä lahdessa. Lisäksi ympäröivien merialueiden keskimääräiset kokonaistyyppipitoisuudet ovat hieman lähempänä Töölönlahden pitoisuuksia, kuin mitä kokonaisfosforin pitoisuudet. Näin ollen lahteen saapuvan meriveden laimentava vaikutus ei ole yhtä suuri typen kuin fosforin kohdalla.

1.5.4 Levämäärä ja veden sameus

Hapen ylikyllästys vedessä johtuu yleensä runsasta kasviplanktonin perustuotannosta. Yhteyttäessään levät tuottavat veteen happea. Vastaavasti hajotessaan ne kuluttavat vedessä olevia happivaroja, minkä vuoksi voi syntyä hapen vajausta etenkin pohjanläheisissä kerroksissa, jonne kuolevat levät lopulta vajoavat. Kunnostustavoitteena Töölönlahden veden laadulle hapenkyllästyksen suhteen on, että suurta ylikyllästystä tai vajausta ei saisi enää esiintyä. Kesäaikainen hapenkyllästysaste onkin Töölönlahdella hieman laskenut juoksutuksen alettua, eikä suuria yli- tai alikyllästyksiä ole enää esiintynyt.

Kasviplanktonin määrää kuvaavan klorofylli-*a*:n pitoisuudet ovat laskeneet merkittävästi viimeisten kolmen vuoden aikana. Pitoisuudet ovat jopa puolittuneet ja ne lähestyvät ympäröivän merialueen tasoa. Näin ollen juoksutuksen aiheuttama veden laskennallisen vaihtumisen nopeutuminen keskimäärin kahdesta kuukaudesta noin 12 päivään on riittävä estämään vedessä keijuvien levien kertymisen lahteen.

Leväbiomassan kasvua säätelee pääosin valon määrä, laidunnus ja ravinteiden saatavuus. Töölönlahdella ravinteista levien kasvua rajoittaa mitä ilmeisimmin typpi. Tämän lisäksi pohjaan asti sekoittuvassa sameassa lahdessa valon määrä ja eläinplanktonin laidunnus hidastavat levien kasvua siinä määrin, että veden vaihtuvuuden nostaminen 12 päivään estää tehokkaasti suurempien leväbiomassojen kertymisen. Lahden potentiaalisesti typen rajoittamaa tilaa tulisi tutkia edelleen ravinnelisyyskokeilla. Typen rajoittamissa vesistöissä esiintyy usein tyypeä sitovien sinilevien kukintoja (esim. Niemistö ym. 1989, Schindler ym. 2008). Töölönlahdessa näitä kukintoja ei kuitenkaan esiinny, ja rihmamaisten tyypeä sitovien sinilevien biomassat ovat kautta vuoden hyvin pieniä. Veden sameus ja juoksutuksen alettua veden suurempi vaihtuvuus saattavat olla tekijöitä, jotka rajoittavat hitaasti kasvavien ja paljon energiaa vaativien tyypeä sitovien sinilevien esiintymistä lahdella (Paerl ja Huisman 2008).

Levien määrän väheneminen nähdään myös Töölönlahden sameudessa, joka on laskenut lähemmäs ympäröivien merialueiden tasoa. Veden sameuteen vaikuttavat pääasiassa levien ja muun kiintoaineksen määrä. Vaikka veden sameus on vähentynyt, ei veden näkösyvyys vielä täytä kunnostukselle asetettua vähintään 1 metrin näkösyvyyden vaatimusta. Näkösyvyys on Töölönlahdella kesän aikaan edelleen vain noin 0,6 metriä.

1.6 Johtopäätökset

Meriveden juoksutus Töölönlahteen on parantanut veden laatua. Kokonaisravinteiden määrät ovat vähentyneet ja leväbiomassa lähes puolittunut juoksutusta edeltävältä ajalta. Veden juoksutus pienentää Vantaanjoen vaikutusta lahden tilaan. Leväkukintojen esiintymisen puuttuminen, veden tyydyttävän hygieenisen laadun ohella näyttävät olevan kuitenkin ainoat kunnostustavoitteista, jotka kolme vuotta juoksutuksen alettua on saavutettu. Näkösyvyys lahdessa on edelleen erittäin pieni ja kokonaisfosforin pitoisuudet ylittävät asetetun raja-arvon huomattavasti.

Voimakkaasti sisäisen fosforikuormituksen rasittaman lahden tilan paranemisen osoittamiseen kolmen vuoden tarkastelu on liian lyhyt aika. Luonnossa tapahtuvien muutosten hitauden vuoksi tarkasteluajan tulisi olla pidempi, jotta voitaisiin todeta, saavutetaanko pelkällä meriveden juoksutuksella asetetut kunnostustavoitteet.

Veden vaihtuvuus on tehostunut, ja meriveden juoksutusta suositellaan jatkettavaksi lahden tilan seurannan ohella. Seurantaan tulisi sisällyttää myös talvella ja aikaisin keväällä tehtäviä mittauksia, jotta pystyttäisiin luotettavammin arvioimaan myös Vantaanjoen veden vaikutusta Töölönlahden tilaan, sillä se saattaa olla keväisin voimakasta. Vastaava selvitys kuin syksyllä 2008 suoritettu veden sekoittumisen tutkiminen tulisi suorittaa keväällä jolloin Töölönlahden veden suolapitoisuudet ovat alhaisemmat ja kesällä jolloin veden pintalämpötilan erot ympäröivään merialueeseen ovat suurimmillaan.

2 Töölönlahden pohjaeläimet ja sedimentin haitta-aineet

2.1 Johdanto

Töölönlahdella kartoitettiin syksyllä 2008 meriveden juoksutuksen vaikutuksia silmälläpitäen myös sedimentin haitta-aineet ja pohjaeläimistö. Sedimentti edustaa tietynlaista historiallista varastoa, jonka koostumuksessa voidaan havaita vesiekosysteemiin eri aikakausina kohdistuneet muutokset. Etenkin ihmisen toiminnasta peräisin olevat, ympäristölle usein myös haitalliset, aineet ovat melko pysyviä ja varastoituvat sedimenttiin.

Pohjaeläimet soveltuvat hyvin sedimentin pilaantuneisuuden tai rehevöitymisen ilmentäjiksi, sillä eri pohjaeläinryhmät edustavat laajaa kirjoa pilaantumisen sietämisessä ja reagoivat ympäristönmuutoksiin riittävän hitaasti (Goodnight 1973). Varsinkin surviaissääskien toukkia (Chironomidae) voidaan käyttää sedimenttien ihmisperäisen pilaantumisen indikaattoreina, sillä ne kestävät haitallisia aineita monia muita pohjaeläinryhmiä paremmin. Raskasmetallien tai muiden haitta-aineiden kertymisestä sedimenttiin saadaan lisätietoa puolestaan surviaissääskien toukkien epämuodostumista (MacDonald ja Taylor 2006).

Töölönlahden sedimentin sisältämistä haitallisista aineista tutkittiin mm. raskasmetallit, polyklooratut bifenyylit eli PCB- ja polysykliset aromaattiset hiilivedyt PAH-yhdisteet, mineraaliöljyt sekä organotinayhdisteet. Tutkituista aineista EU:n vesiympäristölle vaarallisiksi luokiteltujen ns. prioriteettiaineiden joukkoon kuuluvat mm. raskasmetalleista kadmium (Cd), lyijy (Pb), nikkeli (Ni) ja elohopea (Hg) sekä myös PAH-yhdisteistä naftaleeni, fluoranteeni, antraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni sekä organotinayhdisteet (tributyylitina eli TBT ja trifenyylitina eli TPhT).

Sedimenttinäytteet haitallisten-aineiden analyysjä varten otettiin Töölönlahdelta 18.9.2008 havaintopaikoilta 178, 179, 1799, 1312 ja 1790 (kuva 1.7 ja taulukko 1.1). Samalla analysoitiin pohjan laatu silmämääräisesti. Näytteenottimena käytettiin viipaloivaa Limnos-näytteenotinta sekä havaintopaikoilta 178 ja 1790 osittain myös Ekman-näytteenotinta. Sedimenttiä otettiin kultakin havaintopaikalta noin 1 litra ylimmän 20 cm:n matkalta. Näytteet kuljetettiin pimeässä niitä varten tarkoitetuissa pusseissa MetropoliLabiin, jossa niistä analysoitiin liitteen 1 osoittamat muuttujat.

Pohjaeläinnäytteet otettiin 4.10.2002 havaintopaikalta 179 sekä 12.8.2008 havaintopaikoilta 179 ja 1314 (kuva 1.7) Ekman-Birge -tyyppisellä pohjanoutimella (pinta-ala 303 cm²). Molemmilta havaintopaikoilta otettiin viisi rinnakkaisnostoa, jotka käsiteltiin erillisinä näytteinä tulosten laskentaan asti. Näytteet seulottiin satamassa vesijohtovedellä sekä 1,0 mm:n että 0,5 mm:n teräsverkko-seuloilla. Seulokset säilöttiin 94 % etanolilla täytettyihin tiiviskantisiin muovirasioihin, johon lisättiin Bengalpuna-väriainetta. Eläimet määritettiin laboratorioissa lajitasolle, pois lukien alaluokkatasolle määritetyt harvasukasmadot (Oligochaeta) sekä sukutasolle määritetyt surviaissääskien toukat (Chironomidae) ja amerikanmonisukasmadot (*Marenzelleria* sp.). Eläimet punnittiin märkämässana liuottamalla eläimiä ensin vesijohtovedessä noin kymmenen minuutin ajan ja antamalla niiden sitten kuivua hetken aikaa imupaperin päällä. Vaikka raakkuäyriäisten (Ostracoda) ja

sukkulamatojen (Nematoda) esiintyminen huomioitiin, niiden yksilömääriä tai biomassoja ei huomioitu tuloksissa.

2.2 Tulokset

2.2.1 Pohjan laatu

Pohjan laatu Töölönlahdella oli samankaltaista kaikilla havaintopaikoilla. Sedimentin pintakerros oli muutama mm:n matkalta hapettuneen ruskean orgaanisen materiaalin peitossa, jonka jälkeen alkoi harmaa, pääasiassa savesta sisältänyt kerros. Sedimentissä oli havaittavissa runsaasti mustia hapettomuudesta kertovia sulfidiliejuraitoja. Ainoastaan havaintopaikalla 178 pohjanlaatu sisälsi edellä mainittujen lisäksi myös karkeaa hiekkaa ja kiviä, minkä vuoksi näytteenotto oli tehtävä Ekman-näytteenottimella.

Töölönlahden sedimentti sisälsi kiintoainetta keskimäärin noin 25 %, joten sen vesipitoisuus oli 75 %. Sedimentin pintakerroksen vesipitoisuus on yleensä suuri sedimentaatioalueilla ja hienojakoisilla pohjatyypeillä kuten savella. Myös orgaanisen materiaalin määrä voi nostaa sedimentin vesipitoisuutta. Vähiten vettä sedimentti sisälsikin havaintopaikalla 178, jossa pohja koostui pääasiassa karkeasta sorasta. Kyseisellä havaintopaikalla myös orgaanisen materiaalin määrä oli pienin. Muilla havaintopaikoilla kiintoaineen sisältämän orgaanisen materiaalin määrä oli lähes puolet (taulukko 2.1).

Saveksen osuus Töölönlahden sedimentissä oli keskimäärin noin reilu kolmasosa. Kaikkein eniten savesta havaittiin lahden keskiosassa havaintopaikalla 179, jossa sen osuus oli lähes puolet eli noin 45 %. Vähiten savesta havaittiin lahden pohjoispäässä, jossa orgaanisen materiaalin osuus oli suurin (taulukko 2.1).

Taulukko 2.1 Töölönlahden sedimentin havaintopaikkojen koordinaatit, syvyys sekä kiintoaineen määrää kuvaava haihdutusjäännös, orgaanisen materiaalin määrää kuvaava hehkutushäviö ja saveksen osuus.

Havaintopaikka	Syvyys (m)	Haihdutusjäännös-% (%)	Hehkutushäviö-% (% TS)	Saves (%)
179	2,5	21	13	45
178	2,2	33	8	37
1312	1,3	23	14	32
1790	1,5	25	12	35
1799	0,7	21	12	37

2.2.2 Sedimentin haitta-aineet

Raskasmetalleja pääsee vesistöön ihmisen toiminnan seurauksena, mutta myös luonnollisten prosessien kautta. Jotkut raskasmetallit ovat eliöille välttämättömiä hivenravinteita, kun taas joidenkin metallien tietyt muodot voivat olla myrkyllisiä jopa suhteellisen pieninä määrinä. Raskasmetalleista ympäristön kannalta ongelmallisimpia ovat elohopea (Hg), lyijy (Pb) ja kadmium (Cd). Töölönlahdelta tutkittujen raskasmetallien osalta ympäristöministeriön Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasot ylittyivät muutamilla havaintopaikoilla kadmiumin, kuparin (Cu), lyijyn, sinkin (Zn) ja elohopean suhteen (taulukko 2.2). Ruoppaus-

ja läjitysohjeen mukaisen tason 1 alle jäävät pitoisuudet tarkoittavat sitä, että sedimentti on mereen läjityskelpoista. Tason 2 ylitykset puolestaan tarkoittavat sitä, että sedimentti on mereen läjityskelvotonta. Näiden tasojen väliin ns. harmaalle alueelle jäävien pitoisuuksien osalta sedimentin pilaantuneisuus tulee aina arvioida tapauskohtaisesti. Eniten raskasmetalleja havaittiin lahden etelä- ja pohjois-päässä havaintopaikoilla 1799 ja 1312 ja vähiten lahden itäosassa havaintopaikalla 178.

Taulukko 2.2. Töölönlahden sedimentin sisältämät raskasmetallit kullakin havaintopaikalla. Lihavoidut arvot tarkoittavat sedimenttien ruoppaus ja läjitysohjeen mukaisia tason 1 ylittäviä pitoisuuksia, lihavoidut ja kursivoidut tason 2 ylittäviä pitoisuuksia. Harmaalla pohjalla olevat aineet ovat puolestaan ns. prioriteettiaineita.

Havaintopaikka	As	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V	Hg
	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)
179	11	1,8	16	81	184	150	48	589	92	2,9
178	9	0,4	13	52	60	34	33	181	72	0,4
1312	11	2,8	14	64	216	227	44	984	76	4,3
1790	9	2,3	13	62	210	172	40	735	73	4,5
1799	14	2,9	16	71	199	219	49	984	81	4,1
Taso 1	15	0,5		65	50	40	45	150		0,1
Taso 2	60	2,5		270	90	200	60	500		1,0

PAH-yhdisteiden osalta Töölönlahden sedimentissä ylittivät Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasot useilla havaintopaikoilla lähes kaikkien tutkittujen yhdisteiden osalta (taulukko 2.3). Eniten PAH-yhdisteitä havaittiin lahden eteläpäässä havaintopaikalla 1799 ja vähiten lahden keskiosassa havaintopaikalla 179.

Taulukko 2.3. Töölönlahden sedimentin sisältämät PAH-yhdisteet kullakin havaintopaikalla. Lihavoidut arvot tarkoittavat sedimenttien ruoppaus ja läjitysohjeen mukaisia tason 1 ylittäviä pitoisuuksia, lihavoidut ja kursivoidut tason 2 ylittäviä pitoisuuksia. Harmaalla pohjalla olevat aineet ovat puolestaan ns. prioriteettiaineita.

Havaintopaikka	PAH-yht.	Naftaleeni	Fenantreeni	Antraseeni	Fluoranteeni	Bentso(a)antraseeni	Kryseeni	Bentso(b+k)fluoranteeni	Bentso(a)pyreeni	Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	Bentso(ghi)perylenei
	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)	(mg/kg ka)
179	11	0,6	1,3	0,3	1,9	0,7	0,8	1,5	0,6	0,6	0,7
178	20	0,2	1,4	0,2	9,2	0,6	1,0	0,7	0,4	0,3	0,3
1312	22	1,2	2,8	0,6	4,1	1,3	1,8	2,4	1,1	0,7	1,0
1790	16	0,3	1,9	0,3	3,1	1,0	1,5	2,2	1,1	0,8	0,9
1799	30	1,2	3,5	0,7	5,6	1,6	2,4	3,9	1,7	1,4	1,8
Taso 1		0,01	0,05	0,01	0,3	0,03	1,1	0,2	0,3	0,6	0,8
Taso 2	30	0,1	0,5	0,1	3	0,4	11	2	3	6	8

Polykloorattujen bifenyyliden eli PCB-yhdisteiden suhteen altistumista mitataan yleensä kuudella WHO:n määrittämällä indikaattorikongeneereilla, joita ovat -25, -52, -101, -138, -153, -180 (taulukko 2.4). Näistä kloorautuneimmat kongeneerit (138, 153, 180) ovat kertyviä, sillä niiden hajotusnopeudet ovat hitaampia kuin vähemmän klooria sisältävien molekyylien. Eniten Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaisten tasojen ylityksiä havaittiinkin juuri enemmän klooria sisältävillä suuremmilla kongeneereilla. Klooriatomien määrä lisää myös PCB-yhdisteiden sitoutumista sedimenttiin, vähentäen näiden yhdisteiden vesiliukoisuutta.

PCB-yhdisteiden haitallisuus vesieliöille ei kuitenkaan riipu pelkästään klooriatomien määrästä, vaan myös klooriatomien sijoittumisesta molekyyli-rakenteessa. Kaikkein haitallisimpina kongeneereina pidetään sellaisia, joilla on ns. planaari-nen rakenne, jolloin ne muistuttavat rakenteeltaan erittäin myrkyllistä tetrakloori-dibentso-p-dioksiinia eli TCDD:tä (Tuhkanen ym. 2007). Tällaisia kongeneereja ovat mm. PCB-77, -126, -169, -105, -114, -118, -123, -156, -157, -167, -187, -170 ja -180. Näiden kongeneerien osalta tason 1 ylitys tapahtui ainoastaan PCB-118 ja PCB-180 kohdalla, muiden pitoisuudet jäivät Töölönlahdella alle määritysrajan (taulukko 2.4).

Taulukko 2.4. Töölönlahden sedimentin sisältämät PCB-*kongeneerit eri havaintopaikoil-la. Lihavoidut arvot tarkoittavat sedimenttien ruoppaus ja läjitysohjeen mukaisia tason 1 ylittäviä pitoisuuksia, lihavoidut ja kursivoidut tason 2 ylittäviä pitoisuuksia.

Havaintopaikka	PCB-yhdisteet (mg/kg ka)	PCB 28 (mg/kg ka)	PCB 52 (mg/kg ka)	PCB 101 (mg/kg ka)	PCB 118 (mg/kg ka)	PCB 138 (mg/kg ka)	PCB 153 (mg/kg ka)	PCB 180 (mg/kg ka)
179	0,104	<0,001	<0,001	0,013	0,02	0,026	0,026	0,018
178	0,008	<0,001	<0,001	<0,003	<0,003	0,004	0,004	<0,003
1312	0,110	<0,001	<0,001	0,015	<0,003	0,043	0,030	0,022
1790	0,180	<0,001	<0,001	0,028	<0,003	0,065	0,050	0,037
1799	0,085	<0,001	<0,001	0,014	<0,003	0,030	0,026	0,015
Taso 1		0,001	0,001	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
Taso 2	0,5	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

*Kongeneerit ovat rakenteeltaan samankaltaisia molekyyliä, joissa on vaihteleva määrä klooria. PCB kon-geneereja on olemassa kaikkiaan 209 kappaletta

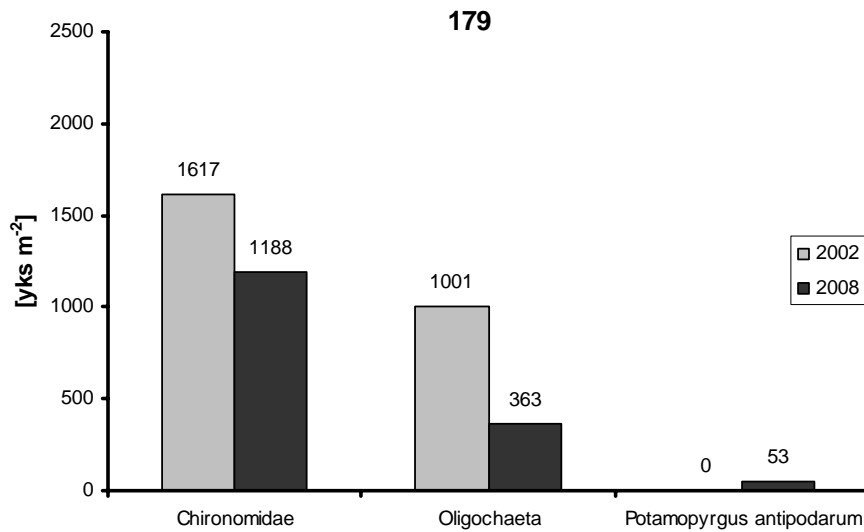
Tributyylitina (TBT) - ja trifenyylitina (TPhT) -pitoisuudet ylittivät Töölönlahdella ympäristöministeriön asettaman alemman tason 1 pitoisuudet, minkä vuoksi niiden suhteen sedimentin pilaantuneisuus tulisi arvioida tapauskohtaisesti. Sedi-menttinäytteissä ilmoitetut mineraaliöljypitoisuudet puolestaan eivät vastanneet kromatogrammin profiililtaan varsinaisia öljytuotteita. Laboratorion selosteen mu-kaan ne muistuttivat profiileiltaan aiempien hiekoitusnäytteiden kromatogramme-ja, joissa asfalttipöly on aiheuttanut vastaavannäköisen profiilin (taulukko 2.5).

Taulukko 2.5. Töölönlahdelta tutkitut mineraaliöljyt sekä orgaaniset tinayhdisteet (TBT = tributyylitina ja TPhT = trifenyylitina). Tasojen 1 ja 2 raja-arvot TBT ja TPhT arvoille on näiden yhdisteiden summa. Lihavoidut arvot tarkoittavat sedimenttien ruoppaus ja läji-tysohjeen mukaisia tason 1 ylittäviä pitoisuuksia, lihavoidut ja kursivoidut tason 2 ylittäviä pitoisuuksia.

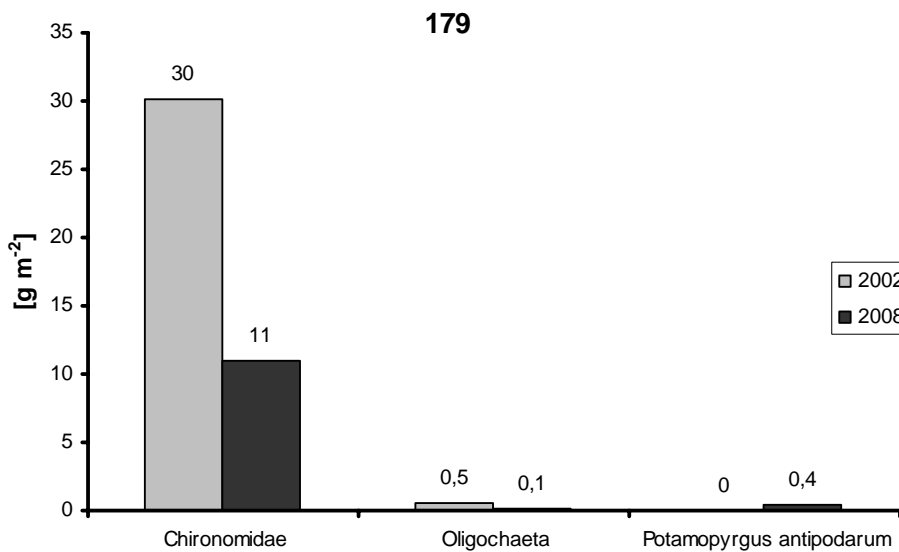
Havaintopaikka	Öljyt Keskiraskaat C10-C21 (mg/kg ka)	Öljyt Raskaat C21-C40 (mg/kg ka)	TBT/ TPhT (µg/kg ka)
179	179	3408	74 / 9
178	0	241	9 / 1
1312	361	6852	29 / 6
1790	246	4672	52 / 17
1799	257	4890	32 / 5
Taso 1	50	50	3
Taso 2	1500	1500	200

2.2.3 Pohjaeläimet

Töölönlahden keskiosan (havaintopaikan 179) pohjaeläimistö oli hyvin yksipuolinen ja sitä hallitsivat surviaissääskien toukat (Chironomidae) sekä harvasukasmadot (Oligochaeta) (kuvat 2.1 ja 2.2). Tällä näytepisteellä esiintyi vuonna 2008 myös vähäisessä määrin vaeltajakotiloa (*Potamopyrgus antipodarum*). Pohjaeläinten yksilömäärissä sekä biomassoissa on havaittavissa jonkin verran vähenemistä vuoteen 2002 verrattuna (kuvat 2.1 ja 2.2). Surviaissääskien toukissa havaitut epämuodostumat ovat vähentyneet. Kaikista lasketuista yksilöistä vuonna 2002 epämuodostumia havaittiin kaikkiaan 220 ja vuonna 2008 enää 44.

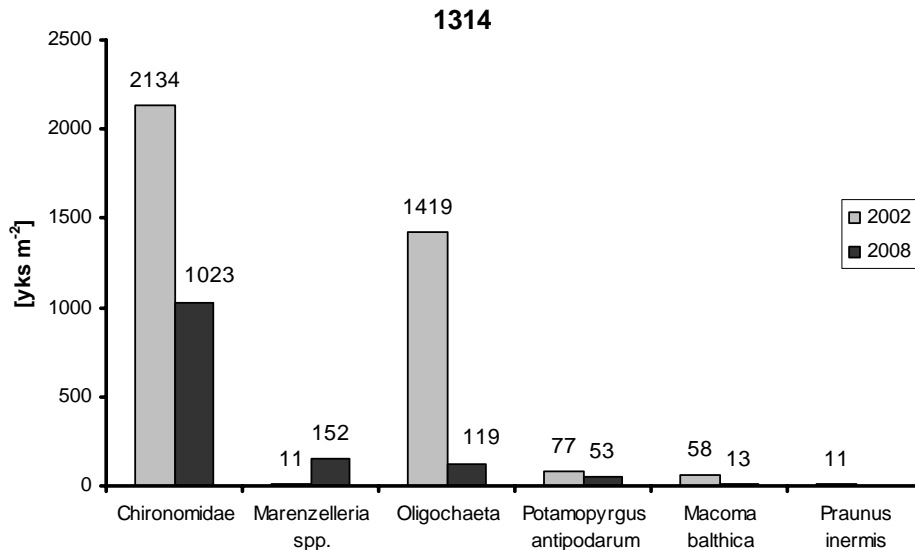


Kuva 2.1. Töölönlahden keskiosassa (havaintopaikalla 179) esiintyvien pohjaeläinten yksilömäärät neliometrillä vuosina 2002 ja 2008.



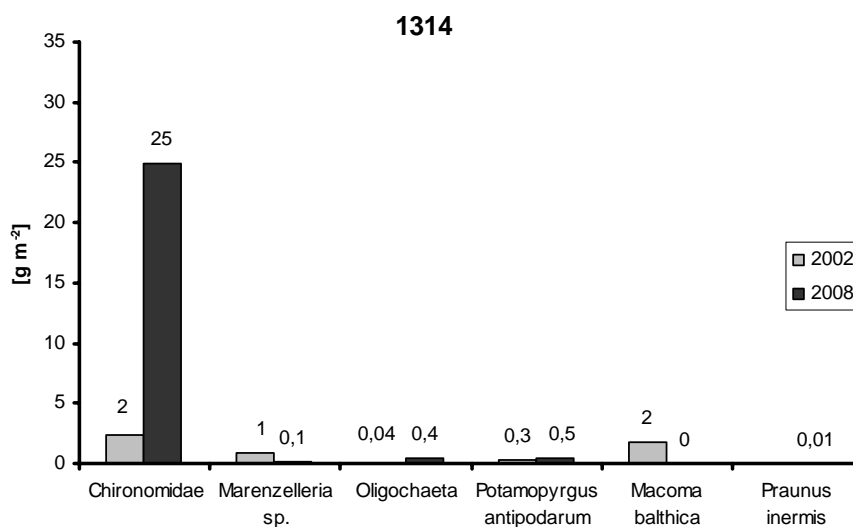
Kuva 2.2. Töölönlahden keskiosassa (havaintopaikalla 179) esiintyvien pohjaeläinten biomassat neliometrillä vuosina 2002 ja 2008.

Töölönlahden pohjoisosassa (havaintopaikalla 1314) pohjaeläimistöä hallitsivat vuonna 2008 edelleen surviaissääskien toukat sekä harvasukasmadot, vaikka niiden yksilömäärät olivat laskeneet vuodesta 2002 (kuva 2.3). Amerikanmonisukamoto (*Marenzelleria* sp.) oli runsastunut selvästi vuoteen 2002 verrattuna. Pohjoisosassa havaittiin myös vaeltajakotiloita sekä yksittäinen liejusimpukka (*Macoma balthica*). Aiemmin tavattua tyrskyhalkoisjalkaista (*Praunus inermis*) ei enää vuonna 2008 havaittu.



Kuva 2.3. Töölönlahden pohjoisosassa (havaintopaikalla 1314) esiintyvien pohjaeläinten yksilömäärät neliometrillä vuosina 2002 ja 2008.

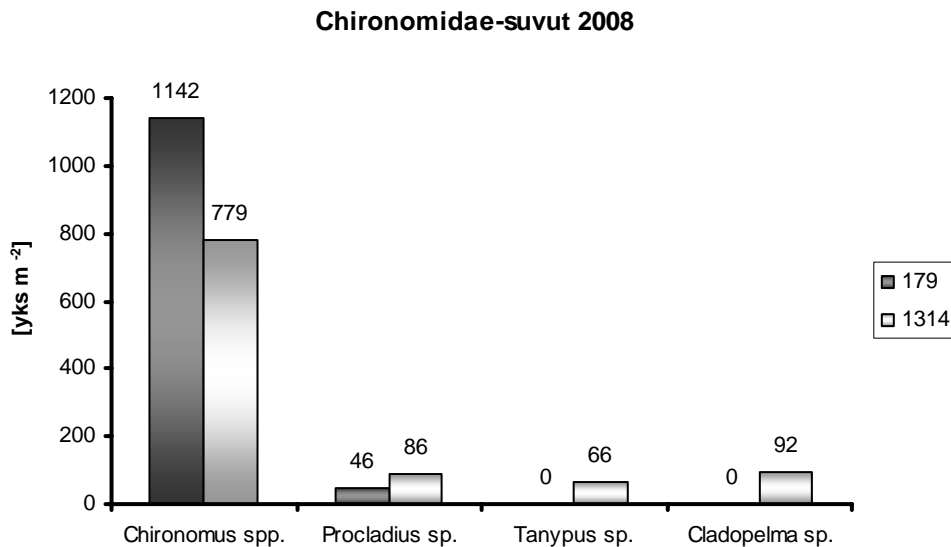
Töölönlahden pohjoisosassa (havaintopaikka 1314) pohjaeläinbiomassaa hallitsivat edelleen surviaissääskien toukat, vaikka niiden määrä oli romahtanut vuoteen 2002 verrattuna. Muiden lajien, kuten amerikanmonisukamadon, vaeltajakotilon sekä liejusimpukan biomassat jäivät puolestaan hyvin pieniksi (kuva 2.4).



Kuva 2.4. Töölönlahden pohjoisosassa (havaintopaikalla 1314) esiintyvien pohjaeläinten biomassat neliometrillä vuosina 2002 ja 2008.

Surviaissääskien toukista havaittiin Töölönlahden keskiosassa (havaintopaikalla 179) vuonna 2008 kaksi eri sukua, Chironominae-alaheimoon kuuluva *Chironomus* sekä Tanypodinae -alaheimoon kuuluva *Procladius* (Kuva 2.5). *Chironomus*-suku oli yksilömäärältään selvästi jälkimmäistä vallitsevampi.

Töölönlahden pohjoisosassa (havaintopaikalta 1314) havaittiin vuonna 2008 puolestaan neljää eri surviaissääskien sukua: Chironominae-alaheimoon kuuluvat *Chironomus*- ja *Cladopelma*-suvut sekä Tanypodinae-alaheimoon kuuluvat *Tanypus*- ja *Procladius*-suvut. Näistä *Chironomus*-suku dominoi neljässä rinnakkaisnäytteessä viidestä (kuva 2.5).



Kuva 2.5. Töölönlahdella havaittujen surviaissääskien toukkien suvut sekä niiden yksilötiheydet.

2.3 Tulosten tarkastelu

2.3.1 Haitalliset aineet

Töölönlahden sedimentin raskasmetallipitoisuudet ylittivät sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaisen tason 2 raja-arvot mm. kadmiumin (Cd), kuparin (Cu), lyijyn (Pb) ja sinkin (Zn) kohdalla. Elohopean (Hg) pitoisuuksien ylitykset olivat paikoin yli nelinkertaisia sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 2 arvoihin verrattuna. Raskasmetallien osalta sedimenttiä voidaan siis pitää pilaantuneena ja mereen läjityskelvottomana.

PCB-yhdisteet ovat synteettisesti valmistettuja klooriyhdisteitä, joita sisältävien tuotteiden valmistus, maahantuonti, myynti sekä luovutus kiellettiin Suomessa vuoden 1990 alussa. Niiden pääasiallisena käyttökohteena ovat olleet kondensaattorit ja muuntajat, mutta niitä on käytetty laaja-alaisesti myös esim. lakoissa, liimoissa, palonestoaineissa, musteissa, kopiopapereissa, palosuojatuotteissa, hyönteismyrkyissä, tekstiilien kyllästyksessä, muoviteollisuudessa sekä elementtitalojen saumausaineissa. Suurten PCB-kongeneerien suurempi klooriatomien määrä lisää niiden sitoutumista sedimenttiin, vähentäen samalla näiden yhdisteiden vesiliukoisuutta. Töölönlahdella suurimmat PCB-pitoisuudet havaittiinkin juuri

suuremmilla kongeneereilla, joiden hajoamisaika on myös pidempi kuin pienemmillä molekyyileillä.

PCB-yhdisteiden on todettu olevan akuutisti myrkyllisiä vesieliöille ja niiden LC50-arvoiksi (pitoisuus, joka tappaa puolet testieläimistä tietyn ajan kuluessa) on saatu kaloilla 0,002–0,3 mg/l (96 h) ja katkalla 0,3–10 mg/l (48 h). Haitallisimpien kongeneerien pitoisuudet jäivät pääasiassa alle määritysrajan, mutta tason 1 ylityksiä tapahtui kongeneerien PCB-118 ja PCB-180 kohdalla. Rasvahakuisina PCB-yhdisteet kertyvät helposti ravintoketjussa ylemmille tasoille ja niitä onkin havaittu joissakin eläinlajeissa haitallisen suurina pitoisuuksina (SYKE PCB 2008). PCB-yhdisteiden suoria tai epäsuoria vaikutuksia Töölönlahden eliöihin on kuitenkin tämän tutkimuksen perusteella vaikea arvioida ilman lisätutkimuksia.

PAH-yhdisteitä muodostuu lähinnä epätäydellisen palamisen seurauksena. Niitä on etenkin kivihiilitervassa ja sen tislauksijakeissa kuten kreosootissa, jota on käytetty mm. puun ja ratapölkkyjen kyllästämiseen. Kreosootin on todettu sitoutuvan nopeasti kiintoainekseen ja kertyvän sedimentteihin aiheuttaen pitkäkestoisia kemikaaliriskejä (Hyötyläinen 2001). Muita PAH lähteitä ovat mm. raaka-, poltto- ja dieselöljyissä, bitumissa sekä piessä käytetyissä öljyissä, noessa, pakokaasuissa ja tupakansavussa.

Töölönlahteen PAH-yhdisteet ovat päätyneet kaupungistumisen, lähinnä liikenteen ja ihmistoiminnan seurauksena. PAH-yhdisteitä sisältävien sedimenttien vesiuutteiden on havaittu olevan myrkyllisiä mm. bakteereille, vesikirpuille ja kirjolohille. Missä määrin PAH-yhdisteitä vapautuu sedimentistä veteen ja miten ne vaikuttavat Töölönlahden pohjaeläinyhteisöihin ja niiden koostumukseen on vaikea arvioida ilman lisätutkimusta. On mahdollista, että haitallisten aineiden pitoisuudet vaikuttavat lajien esiintymiseen, sillä Töölönlahden lajisto on erittäin yksipuolinen. Silmämääräisen tarkastelun perusteella sedimentin ylimpien kerrosten happiolot ovat melko hyvät. Lahden mataluudesta johtuen vesimassa ei kerrostu, minkä vuoksi se pääsee sekoittumaan pohjaa myöten koko avovesikauden ajan, eikä hapenvajausta näin ollen sedimentin pintakerrokseen pääse avovesikauden aikaan muodostumaan. Hapettomuus ja pelkistävät olot sedimentissä ovat kuitenkin olleet Töölönlahdella yleisiä (Tikkanen ym. 1996).

Organotinayhdisteistä haitallisimpia ovat tributyyliitina (TBT) ja trifenyylitina (TPhT). Näitä orgaanisia tinayhdisteitä ei esiinny luonnostaan, vaan ne ovat peräisin ihmisen toiminnasta. Tributyyliitinaa on käytetty mm. laivojen ja veneiden pohjamaaleissa ns. antifouling-aineena, joka estää tehokkaasti pieneliöiden kiinnittymisen veneiden ja laivojen pohjiin. Sitä on käytetty myös puu- ja paperiteollisuudessa sekä teollisuuden vesijärjestelmissä. TBT:n pääasiallisena päästölähteenä voidaan pitää telakoita, pienvenesatamia ja talvisäilytyspaikkoja, joissa laivojen ulkopintoja puhdistetaan ja maalataan.

TBT-yhdisteiden pitoisuudet ylittivät ympäristöministeriön ohjeiden tason 1 pitoisuudet, minkä vuoksi sedimenttien pilaantuminen TBT:n ja TPhT:n suhteen tulisi arvioida tapauskohtaisesti. Trifenyylitinan vaikutukset eliöstöön tunnetaan huomnommin kuin tributyyliitinan. Se on akuutisti vähemmän myrkyllistä, mutta se kertyy eliöihin helpommin. Kaiken kaikkiaan orgaaniset tinayhdisteet ovat luonnossa monia muita ympäristömyrkkyjä (esim. PCB) helpommin hajoavia. TBT hajoaa vedessä melko nopeasti, mutta sitoutuessaan hiukkasiin se kertyy pohjasedimentteihin, joissa ne ovat pysyviä, mikäli sedimenttiä ei ruopata tai häiritä (SYKE TBT).

Töölönlahden sedimentin haitta-ainepitoisuuksien osalta Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasot 1 ja 2 ylittyvät monien aineiden pitoisuuksien kohdalla, minkä vuoksi sedimenttiä voidaan yleisesti ottaen pitää pilaantuneena. Näin ollen, mikäli Töölönlahden sedimenttiä suunniteltaisiin tulevaisuudessa ruopattavaksi, niin sen läjittäminen mereen ei ole sallittua. Töölönlahden sedimentti kertoo pitkälti ihmistoiminnan ja kaupungistumisen vaikutuksesta, sillä useat haitalliset aineet ovat todennäköisin peräisin teollisuuden, liikenteen, kaupunkirakenteiden ja jätevesien päästöistä.

2.3.2 Pohjaeläimet

Meriveden johtaminen Humallahdelta Töölönlahteen lienee vaikuttanut niin vaelajakotilon ja amerikanmonisukasmadon leviämiseen kuin liejusimpukankin ilmesytymiseen. Lisäveden pumppaaminen Töölönlahteen vaikuttaa pohjaeläimistön koostumuksen lisäksi paikallisesti myös sedimentin laatuun, sillä lisäveden virtaama huuhtoo osittain vanhaa sedimenttiä tieltään. Vaikka molemmilla havaintopaikoilla pohjaeläimistöä dominoivatkin reheviä, hapettomia ja pilaantuneita sedimenttejä hyvin sietävät *Chironomus*-suvun yksilöt, niiden kokonaisyksilömäärät sekä biomassat ovat pienempiä lahden pohjoisosassa kuin sen keskellä. Yksilöillä havaittiin myös sedimentin pilaantumisesta indikoivia epämuodostumia selvästi enemmän lahden keskiosassa (havaintopaikalla 179) kuin pohjoisosassa (havaintopaikalla 1312).

Yksilömäärissä ja biomassoissa havaittavat erot vuosien 2002 ja 2008 välillä saattavat johtua luonnollisesta vuosittaisesta vaihtelusta. Epämuodostumien vähenemiseen saattaa osittain olla syynä yksilömäärien lasku tai sitten sedimentin pintakerroksen vähittäinen parantuminen viimeksi kuluneiden vuosien aikana. Meriveden juoksetus saattaa huuhdella sedimentistä ravinteiden ohella myös jonkin verran sinne kertyneitä haitta-aineita.

2.4 Johtopäätökset

Sedimentin ruoppausta Töölönlahden kunnostusmenetelmänä harkitessa tulisi huomioida sedimentin pilaantuminen usean metrin syvyydeltä. Poistettavan massan määrä nousisi näin ollen varsin suureksi ja sen loppusijoittaminen tulisi tehdä muualle kuin mereen sen sisältämien haitta-ainepitoisuuksien vuoksi.

Töölönlahden sedimentin sisältämien haitallisten aineiden toksisuutta ja biokertyvyyttä lahden eliöstöön on vaikea arvioida ilman lisätutkimuksia. Monien haitallisten aineiden on todettu olevan biokertyviä ja laboratorioaltistuksissa on todettu, että mm. PAH-yhdisteet sekä trifenyylitina kertyvät harvasukamatoihin (Hyötyläinen 2001). Pohjaeläintutkimuksissa havaitut surviaissääskientoukkien epämuodostumat sekä lajiston yksipuolisuus antavat myös viitteitä pitkäaikaisesta haitta-ainealtistuksesta. Tämän vuoksi jatkossa olisi hyvä kartoittaa Töölönlahden kalaston kunto ja rakenne.

Kaiken kaikkiaan lisäveden johtaminen Töölönlahteen näyttäisi kuitenkin olevan hyödyllistä pohjan ekosysteemille. Merivesitunnelin lopullisia vaikutuksia Töölönlahden pohjaeläimistöön ei kuitenkaan täysin vielä pystytä sanomaan, sillä pohjaeläimet reagoivat muuttuneisiin ympäristöolosuhteisiin muutamien vuosien viiveellä.

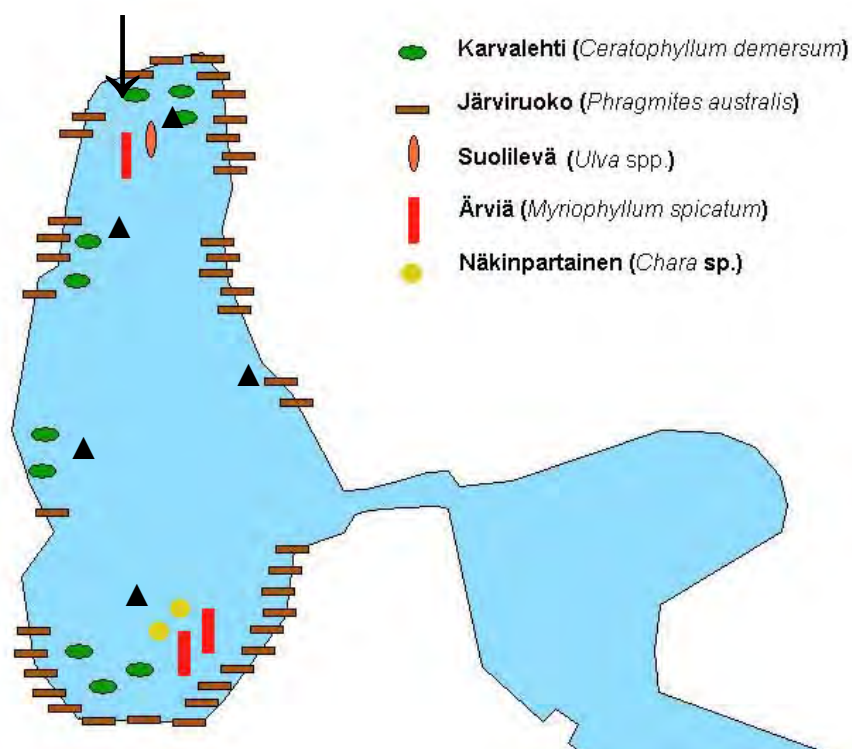
3 Vesikasvillisuuden ja kasviplanktonlajiston kartoitus

Vuonna 2008 Töölönlahdella kartoitettiin biologisista muuttujista, pohjaeläinten lisäksi, myös kasviplanktonlajisto sekä uposvesikasvillisuus. Kasvillisuuskartoituksen yhteydessä ei arvioitu vesikasvillisuuden peittävyksiä eikä myöskään lajien runsaussuhteita vaan kartoituksen tarkoituksena oli lähinnä selvittää, esiintyykö Töölönlahdella ylipäätään uposkasvillisuutta. Tieto on tärkeä siinä mielessä, että tulevaisuudessa voitaisiin nähdä miten veden mahdollinen kirkastuminen vaikuttaa lahden uposkasvillisuuden lisääntymiseen. Kasviplanktonlajiston tarkailulla oli puolestaan tarkoitus selvittää, onko Töölönlahden kasviplankton lajistossa tapahtunut näkyviä muutoksia meriveden juoksutuksen alettua.

Vesikasvillisuus kartoitettiin Töölönlahdella 23.9.2008 haramenetelmällä. Havaintopaikkoja oli kaikkiaan viisi ja ne sijaitsivat tasaisesti eripuolilla lahtea (vesikasvillisuuskartoituksen havaintopaikat ovat esitetty kuvassa 3.1). Näytteet otettiin veneestä haraamalla pohjaa muutaman metrin matka rannasta ulapallepäin. Kasvillisuus määritettiin laboratorioissa pääasiassa suku- ja lajitasolle. Kasviplanktonlajistotietoa on käytettävissä juoksutusta edeltävältä vuodelta 2002 sekä juoksutuksen jälkeiseltä vuodelta 2007. Lajiston määritti ja laski molempina vuosina Terttu Finni Uthermöl-menetelmällä (standardi SFS-EN 15204:2006).

3.1 Vesikasvillisuus

Töölönlahden vesikasvillisuus kartoitettiin veneestä, minkä vuoksi pääpaino tuloksissa on uposkasveilla. Töölönlahden rannat ovat pääasiassa tiheiden järvi-ruokokasvustojen (*Phragmites australis*) peittämät, lukuun ottamatta länsirannan muutamaa pientä ja avointa hiekkaisempaa rantaa. Lahden pohjois-, länsi- ja etelärannoilla kasvoi runsaasti uposlehtistä karvalehteä (*Ceratophyllum demersum*). Lahden eteläpäästä ruoko- ja karvalehtikasvillisuuden seasta löytyi myös runsaasti putkilokasveja muistuttavia, mutta leviin kuuluvia näkinpartaisleviä (*Chara* sp.). Humallahdelta juoksutettavan lisäveden purkuaukon kohdilla, lahden pohjoispäässä, havaittiin runsaasti karvalehden ja ärviän (*Myriophyllum spicatum*) lisäksi erilaisia viherleviin kuuluvia lehti-, nauha- ja rihmamaisia suolileviä (*Ulva* spp.) (kuvat 3.1 ja 3.2). Töölönlahden itärannalla ei havaittu uposlehtisiä vesikasveja lainkaan, ilmeisesti rannan suuremman syvyyden ja valon vähäisen veteen tunkeutumisen vuoksi (kuva 3.1).



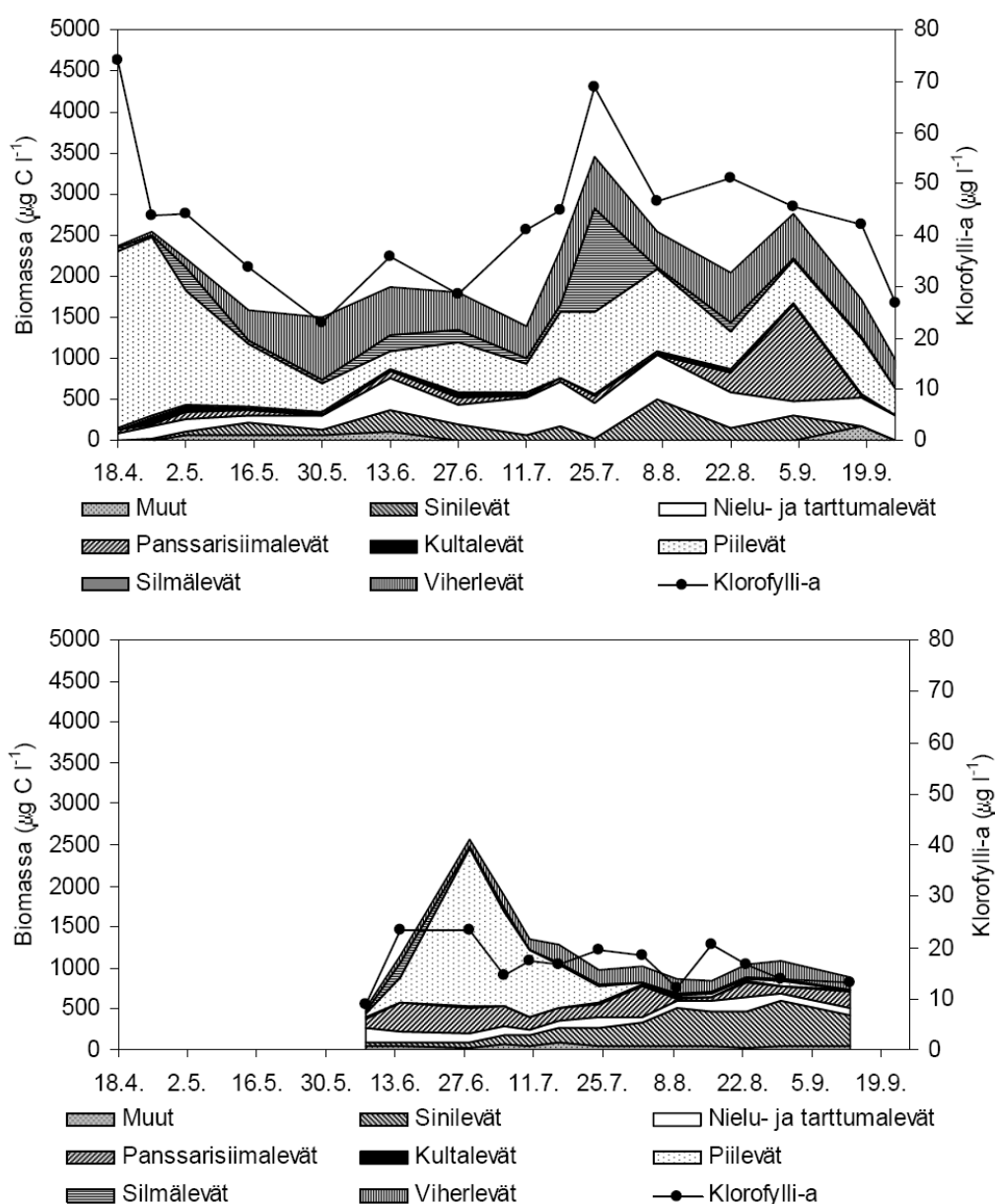
Kuva 3.1. Kaavakuva Töölönlahden oposvesikasvillisuuden (sekä ruokokasvuston) esiintymisestä syksyllä 2008. ↓-merkki osoittaa juoksutusveden purkuaukon ja ▲-merkit puolestaan oposkasvillisuuden näytteenottoaikat.



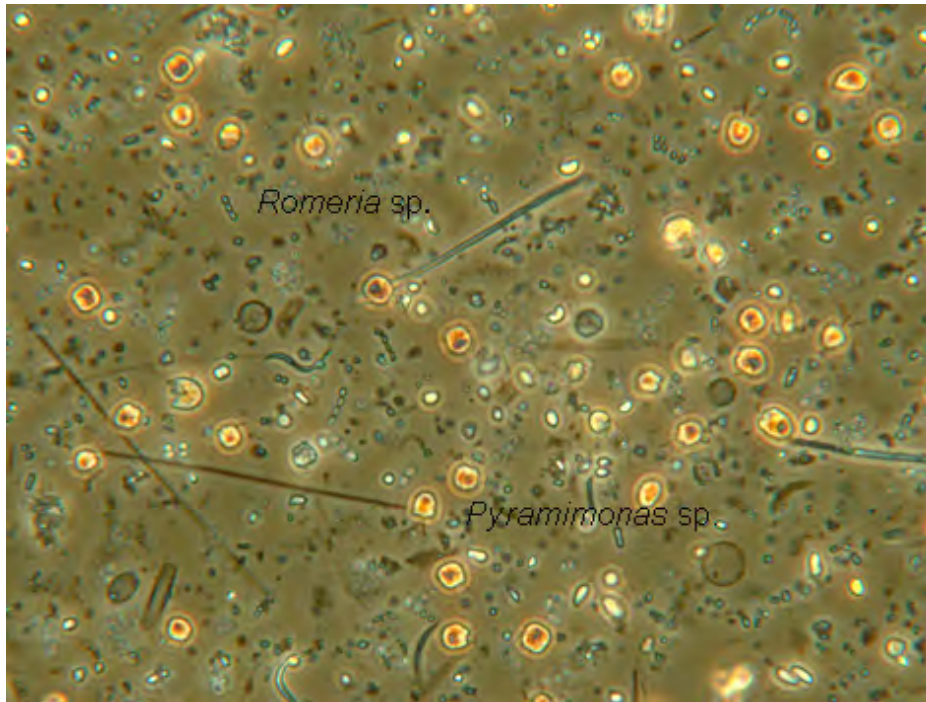
Kuva 3.2. Töölönlahdelta havaittuja vesikasveja. Vasemmalta oikealle: karvalehti (*Ceratophyllum demersum*), näkinpartainen (*Chara* sp.) ja kaksi erilaista suolilevää (*Ulva* spp.). Kuvat: Ville Karvinen.

3.2 Kasviplanktonlajisto ja biomassa vuosina 2002 ja 2007

Töölönlahden kasviplanktonlajistossa ja biomassassa on tapahtunut jonkin verran muutoksia vuosien 2002 ja 2007 välillä, vaikka lajisto koostuukin edelleen pääasiassa hyvin pienisoluisista levistä (kuvat 3.3 ja 3.4). Panssarisiimaleviä esiintyi tasaisemmin koko vuoden ajan vuonna 2007, kun vuonna 2002 alkusyksystä havaittiin panssarisiimalevien muodostama kukinta. Lisäksi viher-, silmä-, nielu- ja tarttumalevien määrät ovat jonkin verran vähentyneet vuodesta 2002. Etenkin silmälevät ovat tyypillisiä makeille ja runsasravinteisille vesille. Pienten koloniaalisten sinilevien määrä on pysynyt ennallaan, eikä rihmamaisten sinilevien määrä Töölönlahdella juuri ole lisääntynyt. Myös kultalevien erittäin pienet määrät ovat pysyneet ennallaan. Kasviplanktonin kokonaisbiomassan väheneminen on kuitenkin ilmeistä, mikä näkyy myös vuoden 2007 pienemmissä klorofylli-a - pitoisuuksissa.



Kuva 3.3. Töölönlahden kasviplanktonin biomassan ($\mu\text{g C l}^{-1}$) ja klorofylli-a:n vaihtelut pintavedessä vuosina 2002 ja 2007.



Kuva 3.4. Töölönlahden kasviplanktonlajistoa. Lajisto koostuu pääasiassa solukooltaan hyvin pienistä lajeista. Kuva: Päivi Munne.

3.3 Johtopäätökset

Kasviplanktonlajiston vertailua varten on kvantitatiivista aineistoa saatavilla vain vuosilta 2002 ja 2007. Näiden vuosien välillä on eroja eri kasviplanktonryhmien suhteellisissa biomassoissa, mutta johtopäätöksen tekeminen kasviplanktonlajiston muutoksesta yksittäisiä vuosia vertailemalla ei ole luotettavaa. Muutos voi johtua mahdollisesta luonnollisesta vuosien välisestä vaihtelusta kasviplanktonlajiston koostumuksessa, jota ei kahden vuoden otoksella pystytä arvioimaan. Selkeimmät muutokset ovat kuitenkin viher-, silmä-, nielu- ja tarttumalevien määrien vähentyminen, sekä kokonaisleväbiomassan pieneneminen. Panssarisiimaleviä puolestaan esiintyi tasaisemmin ympäri vuoden 2007, mikä saattaa osaltaan johtua Töölönlahden suolapitoisuuden lisääntymisestä.

Veden läpinäkyvyyden parantuminen on edesauttanut ilmeisesti uposkasvillisuuden etenkin karvalehden esiintymisen laajenemiseen Töölönlahdella. Purkuaukon läheisyydessä, jossa pohja on kovempaa veden nopean virtauksen vuoksi ja vesi hieman kirkkaampaa, havaittiin myös runsaasti erilaisia suolileviä. Juoksutus on oletettavasti edesauttanut suolilevän asettumista Töölönlahdelle (SCC Viatek Oy 2000). Uposvesikasvillisuuden lisääntyminen oli odotettavissa, meriveden juoksutuksen kirkastaessa Töölönlahden vettä, veden valaistusolojen parantumisen seurauksena. Vesikasvillisuus ja sen pinnalle kiinnittyneet päällysevät edesauttavat myös veden kirkastumista, sillä ne sitovat vesipatsaan ravinteita omaan käyttöönsä pois perustuotannon käytöstä. Näin ne toimivat ravinteiden välivarastona etenkin kasvukauden aikana. Vesikasvillisuus voi vähentää rehevöitymisen vaikutuksia myös epäsuorasti, tarjoamalla suojapaikkoja eläinplanktonille, joka puolestaan vähentää levien määrää laidunnuksen kautta. Vesikasvillisuus myös estää tehokkaasti resuspensiota, eli sedimentin kiintoaineen uudelleen irtoamista veteen esim. tuulten sekoittaessa vesimassaa. Rannan vesikasvillisuus on myös tärkeä ravinteiden ja maalta tulevan kuormituksen sitojana.

4 Kirjallisuus

Anonyymi (1997) Vesijohtoveden johtaminen Töölönlahteen. Helsingin kaupunki, Rakennusvirasto, Puisto-osasto. Yleissuunnitelma Joulukuu 1997.

Goodnight C.J. (1973) The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. *Transactions of the American Microscopical Society*, 92:1-13.

Hyötyläinen, T. (2001) Assessment of ecotoxicological effects of creosote-contaminated lake sediment and its remediation eli Kreosotilla saastuneen järvisedimentin ekotoksikologisen riskin ja kunnostuksen arviointi. Jyväskylän yliopiston matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, väitöskirja.

Kajaste, I. (2003) Töölönlahden kunnostushanke ja veden laatu ennen toimenpiteitä. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 13/2003.

Kansanen, P., Norha, T., Pesonen, L. & Riiheläinen, T. (1995) Töölönlahden sedimentin kunto ja sisäinen kuormitus. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 1/1995.

Kövessi, P. (2005) Investigation of flow and water exchange mechanisms in Töölönlahti, Helsinki. Masters thesis, Budapest University of Technology and Economics.

Laakkonen, S. (2001) Vesiensuojelun synty. Helsingin ja sen merialueen ympäristöhistoriaa 1878-1928. Oy Yliopistokustannus University Press Finland Ltd. Tampere.

Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J. & Elmgren, R. (2001) Baltic Sea Nitrogen Fixation Estimated from the Summer Increase in Upper Mixed Layer Total Nitrogen. *Limnology and Oceanography* 46:811-820.

MacDonald, E.E. & Taylor, B.R. (2006) Incidence of mentum deformities in midge larvae (Diptera: Chironomidae) from Northern Nova Scotia, Canada. *Hydrobiologia*, 563, 277-287.

Niemistö, L., Rinne, I., Melvasalo, T. & Niemi, Å. (1989) Blue-green algae and their nitrogen fixation in the Baltic Sea in 1980, 1982 and 1984. *Meri - Report series of the Finnish Institute of Marine Research* 17:3-59.

Paerl, H., & Huisman, J. (2008) Blooms like it hot. *Science* 320:57-58.

Pelikka, K., Autio, L., Kajaste, I., Munne, P., Pesonen, L. & Räsänen, M. (2004) Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2003. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 1/2004.

SCC Viatak Oy (2000) Töölönlahden kunnostaminen johtamalla merivettä seurasaaarenselältä. Helsingin kaupungin rakennusviraston viherosaston selvityksiä 2000/9.

Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M. & Kasian, S. E. M. (2008) Eutrophication of lakes can not be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:11254–11258.

Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. 1968: A practical handbook for sea water analysis. - *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 167: 185–206.

SYKE 2008, PCB 4.12.2008

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=2548&lan=fi>

SYKE 2008, TBT 4.12.2008

<http://www.environment.fi/default.asp?contentid=214879&lan=fi>

<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=302637&lan=FI>

Tikkanen, M., Korhola, A., Seppä, H. & Virkanen, J. (1996) Töölönlahden ympäristöhistoria ja veden laadun muutokset pohjasedimenttien kuvastamana. Helsingin kaupungin tietokeskuksen tutkimuksia 1996/4.

Tuhkanen, T., Kuusisto, S., Lindroos, O., Palukka, T., Hellman, S., Priha, E. & Rantio T. 2007. PCB-yhdisteet rakennuksissa ja niiden saneeraamisen aiheuttamien työhygieenisten riskien vähentäminen. Tampereen teknillinen yliopisto. Bio- ja ympäristötekniikan laitos, Tampere.

Liite 1. Töölönlahden sedimenttinäytteistä analysoidut haitta-aineet.

Analyysi	Yksikkö	Standardit	Määrittämysraja	Mittausepävarmuus (%)
Haihdutusjäännös (TS), liete	%	SFS 3008:1990		10
Kuiva-aineen hehkutushäviö	% TS	SFS 3008:1990		
Savi	%	Alihankinta		
Arseeni, As	mg/kg ka	ISO 17294-2	1	20
Kadmium, Cd	mg/kg ka	ISO 17294-2	0,3	20
Koboltti, Co	mg/kg ka	ISO 17294-2	3	20
Kromi, Cr	mg/kg ka	ISO 17294-2	3	20
Kupari, Cu	mg/kg ka	ISO 17294-2	2	20
Lyijy, Pb	mg/kg ka	ISO 17294-2	1	20
Nikkeli, Ni	mg/kg ka	ISO 17294-2	3	20
Sinkki, Zn	mg/kg ka	ISO 17294-2	3	20
Tina, Sn	mg/kg ka	ISO 17294-2	2	20
Vanadiini, V	mg/kg ka	ISO 17294-2	2	20
Elohopea, Hg	mg/kg ka	sisäinen (AMA)	0,1	20
Naftaleeni (semikvantitatiivinen)	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,01	30
2-Metyylinaftaleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
1-Metyylinaftaleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bifenyylit	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
2,6-Dimetyylinaftaleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Asenaftaleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Asenaftaleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
2,3,5-Trimetyylinaftaleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Fluoreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Fenantreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,05	30
Antraseeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,01	30
1-Metyylifenantreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Fluoranteeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Pyreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(a)antraseeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,03	30
Kryseeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(b)fluoranteeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(k)fluoranteeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(e)pyreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(a)pyreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Peryleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Dibentso(a,h)antraseeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(ghi)peryleeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
Bentso(a)pyreeni	µg/l	Sisäinen menetelmä, GCMS	0,1	30
PCB:n laskennallinen kokonaispitoisuus	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,015	
PCB-yhdisteet summa x (PIMA/HELCOM)	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	
PCB 28 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,001	30
PCB 52 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,001	30
PCB 77	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 101 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 105	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 118 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 126	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 138 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 153 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 156	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 169	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 180 x	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
PCB 195	mg/kg ka	ISO 10382:2002, muunneltu	0,003	30
Öljyhiilivedyt C10-C40	mg/kg ka	ISO 16703	100	30
Tributyylitina	µg/kg ka	Sisäinen menetelmä, ASE-LCMS	3	30
Trifenyylitina	µg/kg ka	Sisäinen menetelmä, ASE-LCMS	5	40

Liite 2. Toistomittaus sekamallin kiinteiden vaikutusten tulokset testatuille muuttujille. Tilastollista merkitsevyyttä kuvaamaan on käytetty 0,05 riskitasoa nollassa nollahypoteesin hylkäämisessä.

	Arvo	Keskivirhe	Vapausaste	t-arvo	p-arvo
Lämpötila	0,38	0,58	8	0,66	0,53
Suolaisuus	0,53	0,25	8	2,10	0,07
Klorofylli-a	-17,11	5,17	8	-3,31	0,01
Happi	-4,72	2,64	8	-1,79	0,11
Sameus	-4,32	0,99	8	-4,39	<0,01
Näkösyvyys	0,07	0,06	8	1,39	0,20
Kokonaistyyppi	-163,67	40,40	8	-4,04	<0,01
Kokonaisfosfori	-26,36	4,05	8	-6,51	<0,01

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija Utgivare Publisher	Helsingin kaupungin ympäristökeskus Helsingfors stads miljöcentral City of Helsinki Environment Centre	Julkaisuaika/Utgivningstid/ Publication time Joulukuu 2008 / December 2008	
Tekijä(t)/Författare/Author(s)	Päivi Munne, Maria Tiensuu ja Emil Vahtera		
Julkaisun nimi Publikationens title Title of publication	Töölönlahden kunnostushanke. Töölönlahden nykytila ja meriveden juoksutuksen vaikutus ensimmäisten kolmen vuoden aikana. Tolovikens instandsättning. Tolovikens nuvarande tillstånd och effekterna av havsvattenspumpning under de tre första åren. Restoration of the Toolonlahti bay. The current state of the bay and the effects sea water flushing during the first three years.		
Sarja Serie Series	Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja Helsingfors stads miljöcentralens publikationer Publications by City of Helsinki Environment Centre	Numero/Nummer/No. 19/2008	
ISSN 1235-9718	ISBN 978-952-223-307-3	ISBN (PDF) 978-952-223-308-0	
Kieli Språk Language	Koko teos / Hela verket / The work in full Yhteenveto/Sammandrag/Summary Taulukot/Tabeller/Tables Kuvatekstit/Bildtexter/Captions	fin fin, sve fin fin	
Asiasanat Nyckelord Keywords	Töölönlahti, meriveden juoksutus, kunnostus, ravinteet, klorofylli-a, pohjaeläimet, haitta-aineet Tölövikens, pumpning av havsvatten, istandsättning, näringsämnen, klorofyll-a, bottenfauna, skadliga ämnen Toolonlahti bay, sea water flushing, restoration, nutrients, chlorophyll-a, benthos, harmful substances		
Lisätietoja Närmare upplysningar Further information	Emil Vahtera Puh./tel. (09) 310 64546 Sähköposti/e-post/e-mail: emil.vahtera@hel.fi		
Tilaukset Beställningar Distribution	Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Asiakaspalvelu PL 500, 00099 Helsingin kaupunki Helsingfors stads miljöcentral, Kundtjänst PB 500, 00099 Helsingfors stad City of Helsinki Environment Centre, Customer Service P.O. Box 500, FIN-00099 CITY OF HELSINKI Puh./tel. +358-9-310 13000 Sähköposti/e-post/e-mail: ymk@hel.fi		

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2007

1. Pönkä, A., Åberg, R., Kalso, S. Salaattien mikrobiologinen laatu Helsingissä kesällä 2006
2. Marttila, H. Helsingin lammet
3. Gorbатов, M. Uiminen Helsingissä
4. Yrjölä, R. Vuosaaren satamahankkeen linnustoseuranta 2006
5. Pellikka, K., Räsänen, M., Viljamaa, H. Kasviplanktonin suhde ympäristömuuttujiin Helsingin ja Espoon merialueella vuosina 1969 - 2003
6. Lahti, T., Gouatarbès, B., Markula, T. Helsingin kaupungin meluselvitys 2007
7. Lahti, T., Gouatarbès, B., Markula, T. Helsingfors stads bullerutredning 2007
8. Weckström, M. Katsaus Euroopan kaupungeissa tehtyihin ilmansuojelun toimintaohjelmiin
9. Pönkä, A., Kalso, S. Pirtelöiden mikrobiologinen laatu Helsingissä
10. Viinanen, J. Helsingin kaupungin varautumissuunnitelma ilman epäpuhtauspitoisuuksien äkilliseen kohoamiseen
11. Viinanen, J. Helsingfors stads beredskapsplan för episoder med höga halter av luftföroreningar
12. Huuska, P., Miinalainen, M. (toim.). Katsaus Helsingin ympäristön tilaan 2007
13. Hakkarainen, T., Kallionpää, S., Pönkä, A. EU-uimarantojen hygieeninen taso Helsingissä vuonna 2007
14. Tervahattu, H., Kupiainen, K., Pirjola, L., Viinanen, J. Tutkimuksia katupölyn vähentämiseen tähtäävistä toimenpiteistä. KAPU-projektin loppuraportti.
15. Autio, L., Munne, P., Muurinen, J., Pellikka, K., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2002 - 2006. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.
16. Lehto, T., Tikkanen, P. Ruokaleivän suola- ja ravintokuitupitoisuus helsinkiläisissä leipomoissa ja vähittäismyymälöissä

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2008

1. Puttonen, J., Terhemaa, L. Jätehuolto Helsingin venesatamissa vuonna 2007
2. Vuorela, M., Koskela, T., Kauppinen, I. Helsingin kaupungin ympäristöjohtamisen arviointi
3. Luontotieto Keiron Oy. Haltialan aarnialueen luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma
4. Luontotieto Keiron Oy. Pitkäkosken rinnelehtojen luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma
5. Luontotieto Keiron Oy. Ruutinkosken luonnonsuojelualueen hoito- ja käyttösuunnitelma
6. Munne, P., Muurinen, J., Pääkkönen, J.-P., Räsänen, M. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2007. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.
7. Pienmunne, E., Pakarinen, R., Paaer, P., Nummi, P. Kauppatorin lokkitutkimus 2007
8. Saarikivi, J. Helsingin matelija- ja sammakkoeläinlajisto sekä tärkeät matelija- ja sammakkoeläinalueet vuonna 2007
9. Yrjölä, R. Vuosaaren satamahankkeen linnustoseuranta 2007
10. Ilmansuojelutyöryhmä. Helsingin kaupungin ilmansuojelun toimintaohjelma 2008 - 2016
11. Ilmarinen, K., Oulasvirta, P. Vesikasvillisuus Espoon ulkosaariston–Helsingin itäisen ulkosaariston alueella kesällä 2007
12. Viinanen, J., Pitkänen, E. (toim.). Helsingin kaupungin ilmansuojelun toimintaohjelma 2008 - 2016. Terveys- ja ympäristövaikutusten arviointi.
13. Åberg, R., Nousiainen, L.-L., Lampinen, H., Klemetilä-Kirjavainen, E. Graavisuolatun ja kylmäsavustetun kalan hygieeninen laatu ja säilytyslämpötilat vähittäismyynnissä ja laitoksissa
14. Åberg, R. Sushituotteiden valmistus, HACCP ja valmistukseen liittyvät hygieeniset riskit
15. Niskanen, I., Päivänen, J., Virrankoski, L., Alanko, M., Jokinen, S., Pesu, M., Leppänen, P., Gröhn, L. Helsingin kaupungin meluntorjunnan toimintasuunnitelma 2008
16. Helsingin luonnonsuojeluohjelma 2008 - 2017
17. Hakkarainen, T., Pönkä, A., Kivikoski, L. Yleisten uimarantojen hygieeninen taso Helsingissä vuonna 2008
18. Pönkä, A., Järveläinen, A., Kalso, S. Irtojätelön ja veden mikrobiologinen laatu helsinkiläisissä kesäkiosteissa
19. Munne, P., Tiensuu, M., Vahtera, E. Töölönlahden kunnostushanke. Töölönlahden nykytila ja meriveden juoksuksen vaikutus ensimmäisten kolmen vuoden aikana.

Julkaisuluettelo: <http://www.hel.fi/ymk/julkaisut>

Julkaisujen tilaukset: Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Asiakaspalvelu

PL 500, 00099 Helsingin kaupunki, puh. (09) 310 13000, faksi (09) 310 31613,

sähköposti ymk@hel.fi