



Tampereen kaupunki

Jaana Montonen

Ikurin vanhan kaatopaikan ympäristöriskinarviointi

Tutkimusraportti



YMPÄRISTÖVALVONNAN JULKAISUJA 1/2006



Ikurin vanhan kaatopaikan ympäristöriskinarviointi

Teksti:	Jaana Montonen
Kannen kuva:	Jaana Montonen
Taulukot ja grafiikka:	Jaana Montonen
Julkaisija:	Tampereen kaupunki, ympäristövalvontayksikkö
ISBN:	951-609-283-7
ISSN:	1239-0666
Painopaikka:	Painatuskeskus, Juvenes Print

Sisällysluettelo

TIIVISTELMÄ	5
1 JOHDANTO	6
1.1 Kaatopaikat ympäristön pilaajina	6
1.2 Tutkimuksen tavoitteet	10
2 TAUSTATIEDOT	11
2.1 Tampereen vanhat kaatopaikat	11
2.2 Ikurin kaatopaikka	14
2.2.1 Kohteen kuvaus	15
2.2.2 Maaperä-, pohja- ja pintavesitiedot	17
2.2.3 Aikaisemmat pilaantuneisuustutkimukset ja selvitykset	17
3 SUORITETUT TUTKIMUKSET	20
3.1 Säätiiedot	21
3.2 Kenttätyöt	22
3.2.1 Huokoskaasunäytteet	22
3.2.2 Vesinäytteet	24
3.2.3 Maa- ja jätenäytteet	27
3.3 Laboratoriotutkimukset	28
3.3.1 Huokoskaasunäytteet	28
3.3.2 Vesinäytteet	28
3.3.3 Maa- ja jätenäytteet	29
3.4 Toksisuustestit	30
3.4.1 Valobakteeri	30
3.4.2 Vesikirppu	31
3.4.3 Viherlevä	32
4 TULOKSET	33
4.1 Ympäristönäytteiden laatu ja havaitut haitta-aineet	33
4.1.1 Huokoskaasun ominaisuudet	33
4.1.2 Pinta- ja pohjavesien laatu	35
4.1.3 Maa- ja jätteenäin sekä jätepenkereen rakenne	38
4.2 Pinta- ja pohjavesien toksisuus	42
4.2.1 Valobakteeri	42
4.2.2 Vesikirppu	43
4.2.3 Viherlevä	44
5 TULOSTEN TARKASTELU	45
5.1 Jätetäytön ominaisuudet ja penkereen rakenne	47
5.2 Pohjaveden pilaantuminen	50

5.3	Vaikutukset pintavesiin	4
5.4	Huokoskaasun ominaisuudet	52
6	JOHTOPÄÄTÖKSET	54
		55

Liitteet

Liite 1. Ilmakuvat Ikurin vanhan kaatopaikan alueelta v. 1956 – 1998.

Liite 2. Ikurin kaatopaikan tutkimuspistekartta v. 2005.

Liite 3. Poikkileikkaukset Ikurin kaatopaikalta ja jätepenkereen rajat v. 1968 - 2005.

Tiivistelmä

Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan aiheuttamia ympäristö- ja terveysriskejä arvioitiin taustatietojen ja alueelta kerättyjen ympäristönäytteiden avulla. Kaatopaikalta joutuu todennäköisesti suotovesiä läheiseen Myllypuroon, joka laskee edelleen Vihnusjärveen. Nokian kaupunki käyttää Vihnusjärveä raakavesilähteenä, joten oli tarpeen selvittää Ikurin kaatopaikan aiheuttamat riskit vedenotolle ja lähiympäristölle.

Kaatopaikan historiaa ja taustatietoja selvitettiin vanhojen tutkimustulosten, karttojen, ilmakuvien ja haastatteluiden avulla. Kaatopaikalta sekä sen lähiympäristöstä tutkittiin maa- ja jätenäytteitä, pinta- ja pohjavesinäytteitä sekä huokoskaasun ominaisuuksia. Vesi- ja maanäytteistä määritettiin epäorgaanisia sekä orgaanisia haitta-aineita ja huokoskaasusta metaani- ja VOC-pitoisuus. Vesinäytteiden toksisuutta tutkittiin kolmella eri testieliöllä.

Jätetäytössä ja jätepenkereen sisäisessä vedessä todettiin haitallisina pitoisuuksina raskasmetalleja, liuotinaiteita ja öljyhiilivetyjä. PAH- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet eivät olleet suuria terveys- ja ympäristöhaittojen kannalta. Huokoskaasussa oli paikoitellen vanhoille kaatopaikoille tyypillisinä pitoisuuksina metaania sekä VOC-yhdisteitä. Osassa tutkimuspisteistä huokoskaasu ei ollut ympäröivästä ilmasta poikkeavaa, mikä johtuu todennäköisesti paksusta savikerroksesta jätetäytön päällä.

Kaatopaikan välittömässä läheisyydessä (<20 m) todettiin pohjavesinäytteissä haitallisina pitoisuuksina raskasmetalleja, mutta ei orgaanisia haitta-aineita. Lisäksi pohjavesi oli toksista viherlevälle. Suotoveden purkupisteessä vesi sisälsi haitallisia pitoisuuksia metalleja sekä liuotinaiteita ja oli toksista kaikille tutkituille eliöille. Kauempana kaatopaikasta (>50 m) ojien vedet eivät olleet enää akuuttitoksisia luultavasti suotovesien laimentumisen vuoksi.

Haitta-ainepitoisuudet olivat samaa luokkaa verrattuna ulkomaisiin ja muihin suomalaisiin kaatopaikkatutkimuksiin. Liuotinyhdisteiden pitoisuudet olivat kuitenkin huomattavan korkeita sekä jätetäytössä että vesinäytteissä. Kaatopaikka ei aiheuta välitöntä riskiä (akuuttitoksisuuden kannalta), mutta on potentiaalinen ja pitkäaikainen haitta-ainelähde. Tunnistetun riskin vuoksi suositellaan vesistöseurantaohjelmaa tärkeimmille haitta-aineille sekä jatkotutkimuksina Vihnusjärveen asti kulkeutuvien pitoisuuksien selvittämistä.

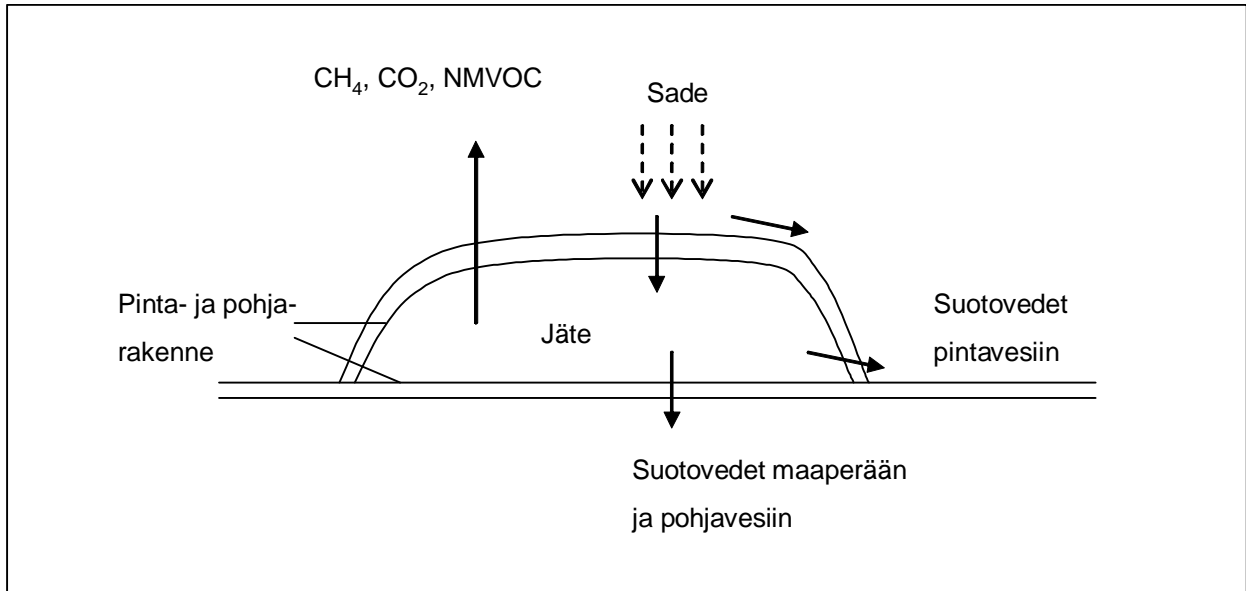
2 JOHDANTO

2.1 Kaatopaikat ympäristön pilaajina

Kaatopaikat ovat vanha ja edelleenkin yleinen jätteiden käsittelymenetelmä niin Suomessa kuin maailmanlaajuisesti. Jäteaineksen sijoittaminen luontoon aiheuttaa kuitenkin monia haittoja kuten tulipalo- ja räjähdysvaaroja, epämiellyttäviä hajuja, maan vajoamista ja erityisesti ympäristön pilaantumista (El-Fadel ym. 1997). Kaatopaikoilta leviää haitta-aineita maaperään, pinta- ja pohjavesiin sekä ilmaan. Erityisesti vanhat kaatopaikat ovat ongelmallisia puutteellisten eriste- ja suojarakenteiden takia. Suomessa kaatopaikkojen aiheuttaman kokonaisriskin on arvioitu olevan pieni, mutta paikallisina ympäristön pilaajina kaatopaikat voivat olla merkittäviä (Assmuth ym. 1991).

Erilaisia ympäristölle ja ihmisen terveydelle haitallisia aineita on listattu runsaasti, ja tietoa on saatavilla esimerkiksi Suomen ympäristökeskuksen ja työterveyslaitoksen julkaisuista (Sorvari ja Assmuth 1998, Nikunen ym. 2002). Aineen haitallisuus riippuu sen fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista sekä niistä aiheutuvista myrkyvaikutuksista vastaanottavassa eliössä. Haitallisuuden ilmenemiseksi on tapahduttava aina altistuminen tiettyssä, myrkyllisessä pitoisuudessa. Vaikutusten arvioimiseksi tarvitaan siksi tietoa myös tunnistetun aineen pitoisuuksista ja käyttäytymisestä ympäristössä.

Kaatopaikoilta kulkeutuu haitta-aineita ympäristöön suotovesien ja kaasujen mukana. Suotovedet muodostuvat sade- tai pohjaveden kulkiessa jätetäytön lävitse ja huuhtoessa mukaansa jätetäytön aineita (kuva 1). Kemiallisten analyysien avulla on kartoitettu suotoveden sisältämiä haitta-aineita ja siitä on tunnistettu monien erilaisten orgaanisten ja epäorgaanisten yhdisteiden sekoitus. Raskasmetalleista aiheutuvaa pilaantumista on tutkittu paljon ja yleisesti on havaittu, että niiden kulkeutuminen suotovesissä on vähäistä (Christensen ym. 2001, Frascari ym. 2004). Leviämisen laajuus riippuu kuitenkin oleellisesti kaatopaikan ja sen ympäristön ominaisuuksista (Christensen, J. B. ym. 1996, Bozkurt ym. 1999, Looser ym. 1999, Kylefors 2003, Öygaard 2004, Slack ym. 2005). Sen sijaan erilaisten typpiyhdisteiden, erityisesti ammoniumtypen, on arvioitu aiheuttavan eniten haittaa pitkäaikaisten, korkeina pitoisuuksina esiintyvien päästöjen takia (Christensen ym. 2001, Kjeldsen 2002, Slack ym. 2005, Wakida ja Lerner 2005).



Kuva 1. Yksinkertaistettu kaavio kaatopaikkakaasun ja suotovesien muodostumisesta kaatopaikalla sekä niihin vaikuttavista tekijöistä (NMVOC = non-methane volatile organic compounds).

Suotoveden orgaaninen osuus koostuu liuenneesta ja partikkelimaisesta orgaanisesta aineksesta sekä orgaanisista haitta-aineista (XOC, xenobiotic organic compounds). Orgaanisen aineksen kokonaispitoisuudesta XOC-yhdisteiden osuus on hyvin pieni, mutta ne aiheuttavat silti ympäristöriskin niiden toksisten ominaisuuksien vuoksi (Schirmer ja Butler 2004, Slack ym. 2005). Orgaanisia haitta-aineita ovat mm. erilaiset alifaattiset ja aromaattiset hiilivedyt, halogenoidut ja fenoliset yhdisteet sekä dioksiinit ja furaanit. Muovien ja sekä mm. maalien lisäaineina yleisesti käytettyjen ftalaattiyhdisteitä on tutkittu paljon ja niiden on havaittu olevan yleisiä suotovesien haitta-aineita (Marttinen 2003).

Kemiallisilla analyyseillä on vaikea identifioida kaikkia suotovesien haitta-aineita, joten monet toksisuutta aiheuttavista yhdisteistä voi jäädä tunnistamatta (Castillo ja Barcelo 2001, Baun ym. 2004). Toksisuustestien avulla saadaan myös tietoa aineiden biosaatavuudesta, eli ovatko haitta-aineet elion kudoksiin ja aineenvaihduntaan pääsevässä muodossa. Lisäksi kemiallisten analyysien määrittämisrajat eivät välttämättä riitä toteamaan yksittäisten yhdisteiden tarkkoja pitoisuuksia, eikä yksittäisistä pitoisuuksista voida päätellä kokonaistoksisuutta. Siksi kemiallisen analytiikan rinnalle tulee yhdistää biotestejä suotoveden toksisuuden arvioimisessa.

Toksisuustestit ilmentävät kaikkien aineiden yhteisvaikutuksen ja kuvastavat siten haitta-aineiden aiheuttamaa seurausta, ei pelkästään niiden mahdollista olemassaoloa. Eri lajien herkkyys haitta-aineille vaihtelee, joten biotestejä tulisi tehdä useammalla kuin yhdellä lajilla, mieluiten eri eliöryhmistä (Clement ym. 1996, Rojickova-Padrtova ym. 1998, Castillo ja Barcelo 2001, Isidori

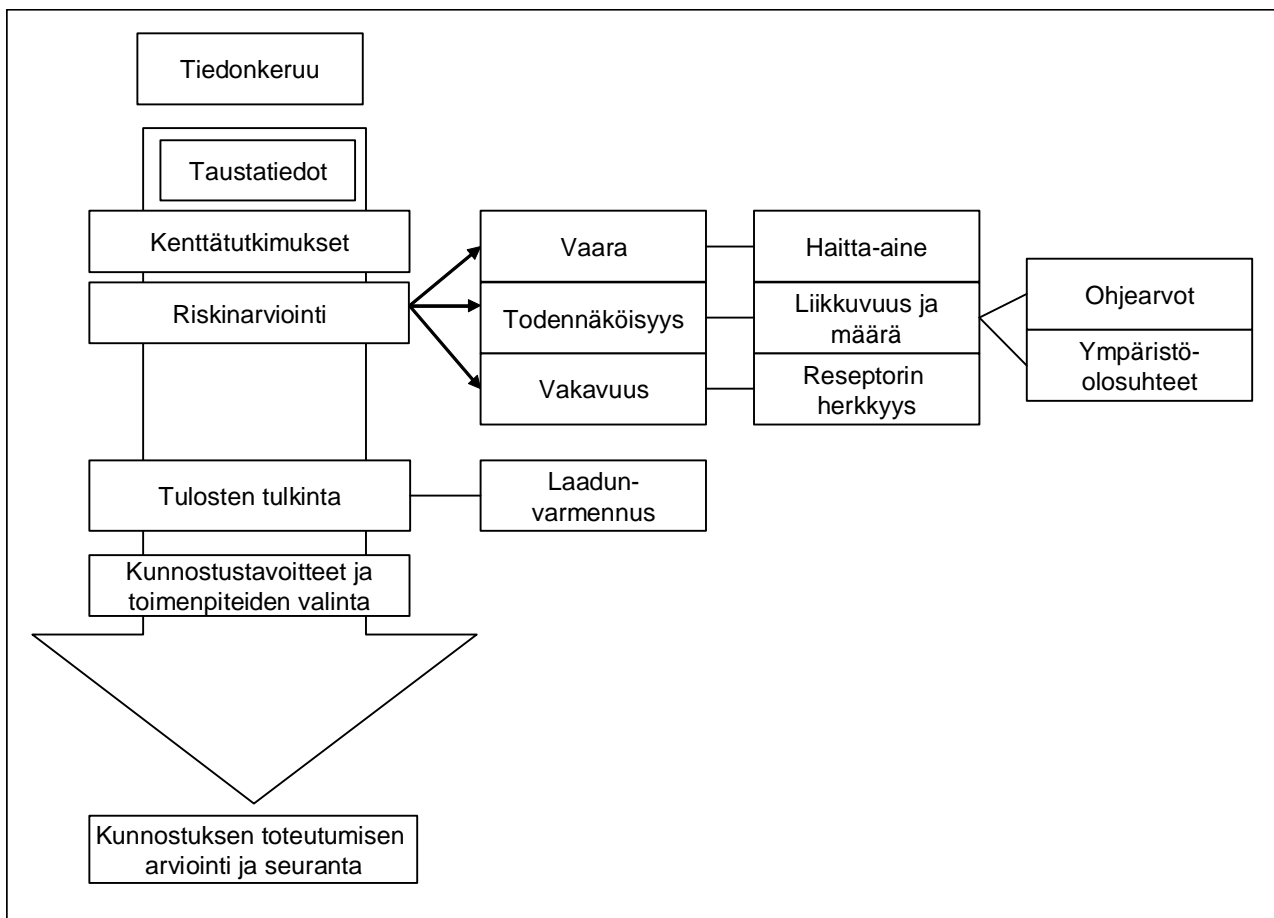
ym 2003, Baun ym 2004). Toisaalta toksisuustestit yksinään eivät anna tietoa toksisuuden aiheuttajista eivätkä niiden pitoisuuksista. Parhaita tietoa saadaan, kun toksisuuden arviointiin yhdistetään sekä biotestejä että kemiallista analytiikkaa.

Suotovesien lisäksi kaatopaikoilla muodostuu kaasua, josta aiheutuu sekä fyysisiä että toksisia haittoja. Kaatopaikkakaasu koostuu pääosin metaanista ja hiilidioksidista (yhteispitoisuus >90 % v/v), joista metaani voi korkeina pitoisuuksina aiheuttaa räjähdysvaaran (Christensen, T. H. ym. 1996, El-Fadel ym. 1997, Shin ym. 2001). Kaatopaikkakaasu sisältää lisäksi ns. NMVOC-yhdisteitä (non-methane volatile organic compounds), jotka aiheuttavat terveysriskejä jo pieninä pitoisuuksina (Christensen ym. 1996, Allen ym. 1997, Zou ym. 2003).

Ympäristöön leviävien haitta-aineiden laatu ja määrä riippuvat mm. jätteen laadusta, kaatopaikan iästä, jätetäytön rakenteesta sekä ympäristön olosuhteista (Assmuth ym. 1990). Jätteen laatu on usein hyvin vaihtelevaa, varsinkin niillä kaatopaikoilla, joille on viety sekä yhdyskunta- että teollisuusjätteitä. Jäteaineksen ominaisuuksista oleellista on sen sisältämien haitta-aineiden määrät, niiden liikkuvuus ja toksisuus eri eliöille. Jätteen ominaisuudet muuttuvat hajoamisprosessin edetessä ja siksi myös suotoveden sisältämien haitta-aineiden pitoisuudet vaihtelevat kaatopaikan iästä riippuen. Vaara voi toteutua vasta pitkän viipeen jälkeen otettaessa huomioon kaatopaikan koko elinkaari eikä vain toiminta-aikaa (Kjeldsen ym. 2002, Baun ym. 2003, Öygard ym. 2004). Pohjavesien pilaantuminen voi lisääntyä ajan myötä maaperän vaimennuskyvyn ylittyessä ja aineiden muuntuessa helpommin liukeneviksi olosuhteiden muuttuessa. Toisaalta ajan myötä veteen suotautuvien aineiden kokonaismäärä vähenee.

Kaatopaikan jätetäytön pilaantuneimmat kohdat voivat olla hyvin paikallisia (Christensen ym. 2001). Saastuneiden alueiden paikantaminen on siksi tärkeää kunnostustoimenpiteiden suunnittelun ja kohdentamisen kannalta. Kaatopaikan pinta- ja pohjaeristyksen veden- ja kaasunläpäisevyys on oleellista suotoveden ja kaasun muodostumismäärän sekä kulkeutumismahdollisuuksien kannalta (Christensen, T. H. ym 1996, Bozkurt ym 1999, Scheutz ym. 2004). Tähän vaikuttaa erityisesti ympäröivän maa-aineksen huokoisuus, joka vaihtelee oleellisesti eri maalajien välillä. Haitta-aineiden leviämiseen ja muuntumiseen vaikuttavat lisäksi monet kaatopaikan ympäristön ominaisuudet ja prosessit. Muodostuvan suotoveden määrä aiheutuu pääosin sadannan mukaan (El-Fadel ym. 1997). Ympäristöön joutuneen suotoveden haitta-ainepitoisuus laskee maaperässä ja pintavesissä mm. laimentumisen, saostumisen, haihtumisen ja hajoamisen seurauksena (Christensen ym. 2001). Siksi kaatopaikan etäisyys ja korkeusasema vastaanottavaan pohjavesialtaaseen on oleellinen.

Kaatopaikkojen aiheuttamista riskeistä vakavimpana pidetään yleisesti juuri pohjaveden saastumista (El-Fadel ym. 1997). Riskien tunnistamiseksi, estämiseksi ja poistamiseksi on kehitetty riskinhallintamenetelmiä, joita kuvataan usein erilaisten vuokaavioiden avulla (Assmuth 1991, Calow 1998, Sorvari 1999, Suter 2000, Leeson 2002). Riskinarviointi alkaa perusteellisella taustatietojen selvittämisellä, minkä pohjalta suunnitellaan prosessin seuraavat vaiheet (kuva 2). Kenttämittausten ja kohdealueelta kerättyjen näytteiden analysoinnin avulla saadaan tietoa ympäristön haitta-ainepitoisuuksista. Maastotutkimuksia voidaan tehdä useassa eri vaiheessa edeten aina tarkempiin tutkimuksiin, jotta saavutetaan riittävä varmuus alueen pilaantuneisuuden tasosta.



Kuva 2. Kaavamainen esitys ympäristöriskinarvioinnin etenemisestä ja sen eri osa-alueista (Assmuth 1991, Calow 1998, Sorvari 1999, Suter 2000, Leeson 2002). Reseptorin herkkyydellä tarkoitetaan vastaanottavan biologisen systeemin kuten eliön ominaisuuksia, jotka vaikuttavat toksisuuden ilmenemiseen.

Tulosten perusteella tehtävä riskien arviointi toteutetaan yleensä vaiheittain. Riskit tunnistetaan aluksi yleisellä tasolla, minkä jälkeen edetään tarkempaan kohdekohtaiseen riskinarviointiin. Yleisessä riskinarvioinnissa kohteen haitta-ainepitoisuuksien tasoa hahmotetaan erilaisten vertailuarvojen avulla. Tuloksia voidaan verrata taustapitoisuuksiin (luonnolliset arvot vesissä ja maaperässä) sekä haitta-aineille määritettyihin raja-arvoihin (esim. talousveden raja-arvot ja

pilaantuneen maaperän SAMASE-pitoisuudet). Kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa tutkitaan tarkemmin saastelähteen, leviämisreittien ja vastaanottavien eliöiden ja ympäristön ominaisuuksia ja yhteyksiä. Riskinarvioinnin tuloksia hyödynnetään riskinhallinnassa, toisin sanoen kun päätetään alueen kunnostuksesta, seurannasta ja muista jatkotoimenpiteistä.

2.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen tavoitteena oli tehdä ympäristöriskinarviointi Tampereella sijaitsevalle Ikurin vanhalle kaatopaikalle. Alueelta kulkeutuu todennäköisesti suotovesiä läheiseen Myllypuroon, joka laskee edelleen Vihnusjärveen. Tarkoituksena oli tutkia Ikurin kaatopaikan osuutta Myllypuron ja muun ympäristön kuormittajana. Ikurin kaatopaikan lisäksi tarkasteltiin Tampereen kaupungin muita vanhoja kaatopaikkoja vanhan tutkimusaineiston perusteella.

Tavoitteena oli saada riittävästi tietoa Ikurin kaatopaikan aiheuttamista ympäristöhaitoista riskinhallinnan päätöksentekoa varten. Tutkimusten avulla pyrittiin selvittämään

- Mitä haitta-aineita suotovesi sisältää ja millaisina pitoisuuksina?
- Onko kaatopaikka-alueen pohjavesi pilaantunutta?
- Millaista on huokoskaasun laatu metaanin ja VOC-yhdisteiden osalta?
- Mitä haitta-aineita jätetäytössä on ja miten jätemassat on sijoitettu?

Tampereen kaupunki suorittaa Myllypurolla jatkuvaa vesistöseurantaa perusominaisuuksien osalta (mm. ravinnepitoisuus). Kerätyn tiedon ja riskinarvioinnin perusteella oli tarkoitus selvittää, miten vesistöseuranta tulisi optimoida taloudelliset sekä ympäristö- ja terveystieteelliset huomioiden. Tässä raportissa esitetään riskinarviointi yleisellä tasolla.

3 TAUSTATIEDOT

3.1 Tampereen vanhat kaatopaikat

Tampereen kaupungin alueella on tiedossa 14 yleistä kaatopaikkaa, jotka ovat olleet toiminnassa erimittaisia aikoja 1900-luvun alusta 1980-luvun alkuun asti. Ainoastaan viidestä kohteesta on tiedossa sekä aloitus- että lopetusajankohta, joten yhdeksän kaatopaikan toiminta-ajan kestosta ei ole tietoa (taulukko 1). Tunnettujen kaatopaikkojen toiminta-aika on vaihdellut 4–29 vuoden välillä. Toiminta-aikana yhdyskuntajätteen ohella usealle kaatopaikalle on viety myös teollisuuden jätteitä. Vuonna 1975 arvioitiin Tampereen seudulla kaatopaikoille joutuneen 60 % ongelmajätteistä (Assmuth ym. 1990). Tätä aikaisemmista ongelmajätteistä arvioidaan 50 % joutuneen kaatopaikoille, sillä jätteiden johtaminen viemäriin ja sijoittaminen suoraan maahan tai vesistöön on ollut yleistä.

Tampereen alueen vanhojen kaatopaikkojen historiasta ja taustasta on melko niukasti kirjallista tietoa. Samoin geologinen ja hydrogeologinen tutkimus on ollut vähäistä. Yhteensä seitsemällä kaatopaikalla on tehty tutkimuksia kaatopaikan ja sen ympäristön ominaisuuksista. Tutkimuksia on suoritettu usein kaavoitusmuutosten yhteydessä, esim. alueelle suunnitellun asutuksen tai tietyön vuoksi. Neljässä kohteessa on tutkittu vesien laatua läheisistä ojista, pohjavedestä tai kaatopaikan sisäisestä vedestä. Vedestä on määritetty fysikaalisia ja kemiallisia perusominaisuuksia, raskasmetalleja sekä vaihtelevasti erilaisia orgaanisia haitta-aineita. Kolmen kaatopaikan vettä on tutkittu myös toksisuustesteillä. Viidellä kaatopaikalla on tutkittu maaperän tai jätetäytön laatua. Kiinteistä näytteistä on määritetty samoin sekä orgaanisia että epäorgaanisia haitta-ainepitoisuuksia. Kolmella kaatopaikalla on tutkittu lisäksi kaatopaikan huokoskaasun laatua.

Vanhin tutkituista kaatopaikoista on Iidesjärven rannalla sijaitseva Nekalan kaatopaikka (1929–1958), joka on ollut huomattava tekijä järven likaantumisprosessissa (Veisterä 1992). Iidesjärven alueen tutkimukset ja kunnostussuunnitelmat on aloitettu jo 1980-luvun alussa ja työtä on jatkettu 2000-luvulle asti. Vuonna 1994 kaatopaikalta otettiin maanäytteitä ja niistä määritettiin raskasmetallit sekä PCB-yhdisteet (polyklooratut bifenyylit). PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuus oli alle maaperän saastuneisuuden ohjearvon (Väntsi 1994). Raskasmetalleja todettiin haitallisina pitoisuuksina (ohjearvon ylittivät Cd, Cr, Hg, Ni, Pb ja As ja raja-arvon Cu ja Zn).

Taulukko 1. Yhteenvedo Tampereen alueen vanhoilla kaatopaikoilla tehdyistä tutkimuksista (X = haitta-aine todettu ympäristölle haitallisena pitoisuutena, x = haitta-aine todettu mutta ei ylitä raja-arvoa, (x) = haitta-ainetta ei ole todettu tai pitoisuus alittanut analyysin määrittämissä rajat).

	Palo- mäentie	Nekala	Kalevan- harju	Viinikan- katu	Hyhkyn- lahti	Härmälä	Santa- lahti	Tohloppi /Tesoma	Teisko	Sulka- vuori	Hepo- lammi	Kiveliö	Aitolahti	Ikuri
Muu nimi		lidesjärvi			Hyhky			Rahola		Lakalaiva	Hervanta			
Perustettu	-	1929	-	-	-	-	-	-	-	1953	1.12.1961	1970	-	1963
Lopetettu	1929	1958	1953	1954	8.6.1961	8.6.1961	30.9.1962	15.8.1963	1973	31.7.1974	31.12.1976	31.7.1974	1.7.1976	1983
Yht. vuodet	?	29	?	?	?	?	?	?	?	21	15	4	?	20
Arvioitu pa (ha)										3,7	10,6		0,3	6,9
Vesi								1992,04		86-88, 91	1986-89			1978-05
perusom.								x		x	x			X
metallit								(x)		x				X
pestisidit										x	(x)			x
liuotinaaineet								x		x	x			x
PCB-yhdisteet										x	x			x
AOX-yhdisteet										x	x			x
min. öljy								(x)		x	x			x
PAH-yhdisteet														x
toksisuus										x	x			X
Maa-aines/jäte		1994			1994			2002,04		1988		2002, 04		2005
Näytteenotto- syvyys, m		0-6			0-3			0-11,6				1-5,5		0 - 6
metallit		X			X			X		X		X		X
kok.hiilivedyt					x									X
min.öljy					x			X				x		X
PCB-yhdisteet		(x)						x		x		x		X
kloorihiilivedyt								x		x				
TVOC								X						
asbesti								(x)						
PAH-yhdisteet														x
BTEX-aineet														X
Huokoskaasu								2004			1991			2005
VOC-yhdisteet											x			X
Hiilidioksidi								X			x			x
Metaani								X			(x)			X
Freonit											x			
Klooratut hiilivedyt											(x)			

Kaatopaikkojen toiminta-aikana Tampereella olleista teollisuuslaitoksista erityisesti mainintaan Winter Oy -maalitehdas, jonka jätteitä on viety ainakin Hyhkynlahden, Raholan ja Ikurin kaatopaikoille (Laurikainen 1992, Väntsi 1994). 1960-luvun alussa suljetulta Hyhkynlahden kaatopaikalta otettiin maaperänäytteitä v. 1994 ja niissä todettiin metalleja (As, Cd, Pb, Zn) ohjearvoja ylittävinä pitoisuuksina (Väntsi 1994). Tutkimuksen jälkeen alue päätettiin peittää ja maisemoida ja perustaa puisto- ja viheralueeksi (Päivärinne 1995).

Vuonna 1963 suljettu Raholan kaatopaikka on tutkittu perusteellisesti. Ympäröivien ojen vesinäytteissä v.1992 COD-luku, ravinne- (N, P) ja rautapitoisuus olivat korkeita verrattaessa luonnonvesiin (Laurikainen 1992). Vuonna 2002 paikalta otettiin maaperänäytteitä ja niistä tutkittiin kloorihiilivedyt sekä alkuaine-, PCB- ja mineraaliöljypitoisuus (Mäntykoski 2002, Witick 2002). Ainoastaan öljypitoisuus ylitti maaperän ohjearvon. Kaatopaikka-alueelle on tehty myös riskinarviointi (valmistunut v. 2005), jota varten tutkittiin vesi- ja maanäytteitä sekä huokoskaasua (Bäck 2005). Maa- ja jätenäytteissä todettiin kohonneina pitoisuuksina raskasmetalleja, öljyhiilivetyjä sekä haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC). Vesinäytteissä ei todettu haitta-aineita raja-arvoja ylittävinä pitoisuuksina. Huokoskaasututkimuksissa havaittiin kohonneita metaani- ja hiilidioksidipitoisuuksia. Loppupäätelmän mukaan alue ei aiheuta riskiä läheiselle asuinalueelle.

Kolme Tampereen kaatopaikoista (Ikuri, Hervanta, Sulkavuori) on ollut mukana 1980-luvun lopulla tehdyssä valtakunnallisessa riskikaatopaikka-tutkimuksessa (Assmuth ym. 1990). Hervannan kaatopaikalla on selvitetty jätekerroksen paksuutta sekä alueen reunalta otettujen vesi- ja sedimenttinäytteiden ominaisuuksia (Timonen 1987). Riskikaatopaikkatutkimuksessa määritettiin Hervannan pintavesinäytteistä perusominaisuuksia, metalleja, liuotainaineet, PCB- ja AOCl-yhdisteet, pestisidejä sekä mineraaliöljyt. Sähkönjohtavuus ja ammoniumtyppipitoisuus olivat korkeita verrattuna luonnonvesiin (Anonyymi 1987). Orgaanisia haitta-aineita ja metalleja todettiin näytteissä, mutta ei kuitenkaan haitallisina pitoisuuksina. Huokoskaasumittauksissa todettiin 1990-luvun alussa metaanintuoton lähes loppuneen ja myös kloorattujen VOC-yhdisteiden pitoisuudet olivat pieniä (n. 10 mg/m³) (Pelkonen 1992).

Sulkavuorella on tehty vesi- ja maanäytetutkimuksia riskikaatopaikkatutkimuksen lisäksi tien siirtotyön yhteydessä. Vuonna 1986 kartoitettiin jätepenkereen määrää ja laatua kairaustutkimuksella ja vuonna 1988 koekuoppatutkimuksella (Korhonen 1988). Tutkimusten keskeinen tulos oli kaatopaikalla todetut huomattavan korkeat raskasmetallipitoisuudet (erityisesti Cu ja Pb). Metallipitoisuudet olivat korkeita verrattaessa myös ulkomaisiin kaatopaikkoihin, joille

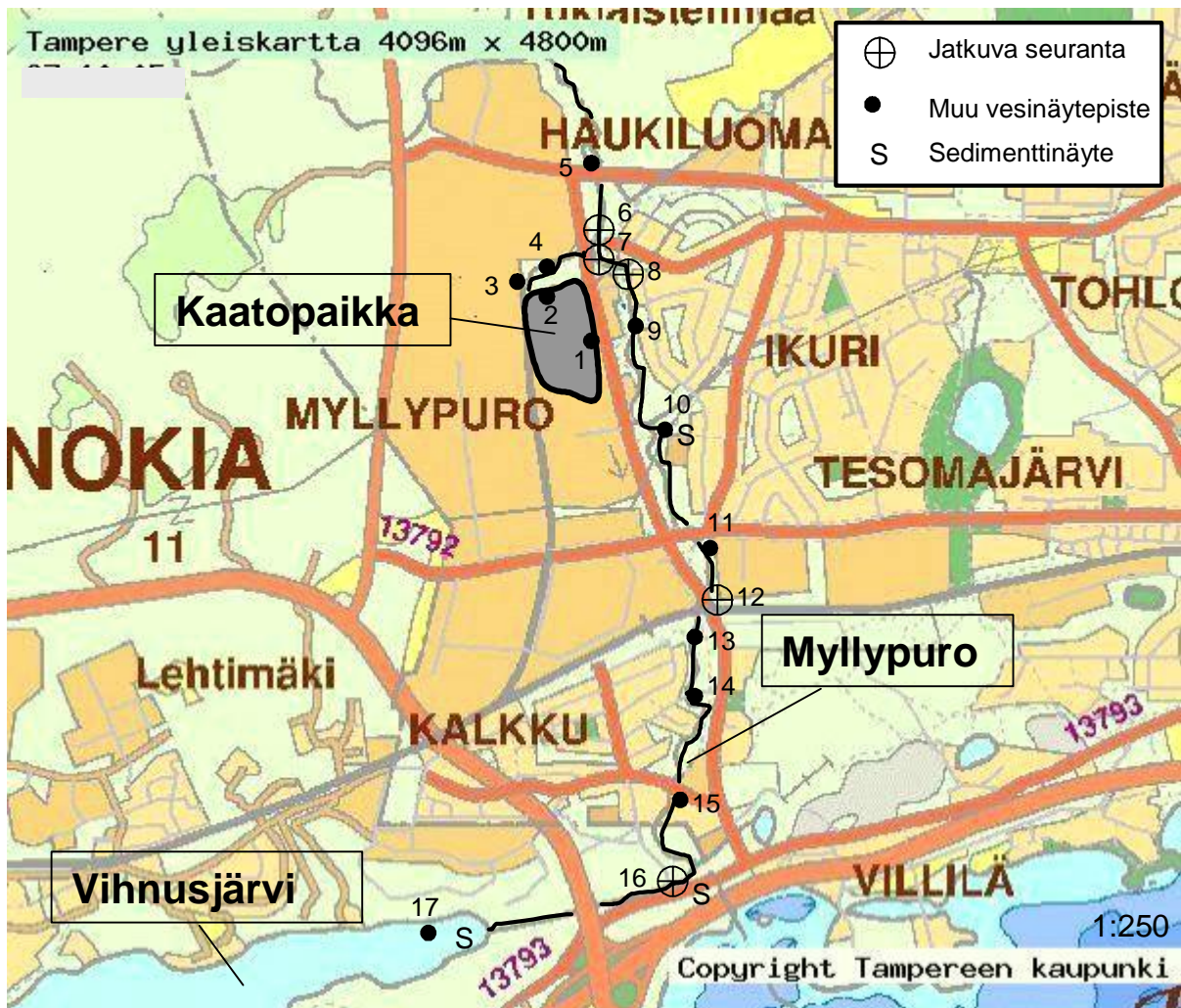
on viety ongelmajätteitä (Assmuth ym. 1990). Orgaanisia haitta-aineita ei havaittu merkittävinä pitoisuuksina (Luoma ja Uotila 1990). Jätepenkere siirrettiin vanhan täyttöalueen itä- ja koillispuolelle, ja uusi täyttöalue peitettiin ja maisemoitiin (Lehtonen ja Kolari 1991). Uudelle sijoituspaikalle rakennettiin salaojitus, josta suotovedet viemäröitiin Tampereen kaupungin Viinikanlahden jätevesipuhdistamolle. Tarkkailuohjelmassa määrättiin tutkimaan perusominaisuuksien lisäksi raskasmetallipitoisuuksia. Ohjelma supistettiin vuoden kuluttua kuitenkin vain perusominaisuuksien määrittämiseen, sillä näytteissä ei todettu mitään normaaleista kaatopaikan ympäristön laadusta poikkeavaa (Muurimäki ja Sothmann 1992).

Kiveliön vanhan kaatopaikka-alueen rakennettavuusselvityksen yhteydessä tutkittiin maaperän pilaantuneisuutta v.2002 ja 2004. Kaatopaikan alueella todettiin metalleja maaperän saastuneisuuden ohjearvon ylittävinä pitoisuuksina (Pb, As ja V), ja PCB-yhdisteiden kokonaispitoisuus oli alle raja-arvon (Tietäväinen 2002). Lähiympäristön maaperästä tutkittiin kenttämittareilla metalli- ja öljypitoisuus, minkä perusteella alue ei ollut pilaantunut (Hietala 2004).

Tampereen vanhoille kaatopaikoille sijoitetun jätteen laadusta, paikoista ja määristä ei ole tarkkaa tietoa. Ominaisuuksia on selvitetty maa- ja jätenäytteistä, joissa on todettu monessa kohteessa kohonneita raskasmetallipitoisuuksia. Erityisesti lyijy, sinkki, kupari, elohopea, kadmium ja arseeni ovat olleet ongelmana. Vesinäytteissä todettiin usein koholla oleva sähkönjohtavuus sekä ravinnepitoisuus, erityisesti ammoniumtyypen osalta. Sen sijaan orgaanisia haitta-aineita ei ole todettu maa- ja vesinäytteissä niin usein kuin metalleja tai pitoisuudet alittivat raja-arvot.

3.2 Ikurin kaatopaikka

Tutkimuskohteena oleva Ikurin vanha kaatopaikka sijaitsee Tampereen kaupungin alueella (kuva 3). Kaatopaikka on ollut toiminnassa 15.8.1963–31.1.1983 välisenä aikana, minkä jälkeen se toimi maankaatopaikkana 90-luvun loppuun asti (Siitari 1990, Siitari suullinen tiedonanto). Alue sijaitsee lähellä Myllypuroa, joka on Natura-aluetta. Myllypuro laskee Vihnusjärveen, jota Nokian kaupunki käyttää tekopohjaveden raakavesilähteenä. Tampereen kantakaupungin yleiskaavassa alue on merkitty teollisuus- ja varastoalueeksi. Alueelle ollaan laatimassa Myllypuron osayleiskaavaa, jossa kaatopaikka-alue tultaneen määrittelemään virkistysalueeksi.



Kuva 3. Ikurin kaatopaikka sijaitsee Tampereella lähellä Nokian rajaa. Kaatopaikan lähellä kulkeva Myllypuro laskee Vihnusjärveen. Kuvaan on merkitty Tampereen kaupungin jatkuvan tarkkailun vesinäytenpisteet sekä muiden alueella tehtyjen tutkimusten näytenpisteet. Kolmesta näytenpisteestä on tutkittu lisäksi sedimenttinäyte.

3.2.1 Kohteen kuvaus

Vuoden 1975 suunnitelmien mukaan Ikurin kaatopaikka oli tarkoitus sulkea jo v. 1978 ja kunnostaa teollisuusalueeksi (Anonyymi 1975). Toiminnan aikana jätteitä tiivistettiin sorkkajyrällä ja vaikka asutusta oli hyvin lähellä, ei kaatopaikasta tehty valituksia. Sulkemisvuonna 1983 Ikurin kaatopaikan palvelemaksi asukasmääräksi ilmoitettiin 50 000 (Anonyymi 1983). Kaatopaikan suunniteltu jätetilavuus oli 750 000 m³ ja vuonna 1990 arvioitu täyttötavuus oli 0,5–1 milj. m³ ja alueen pinta-ala 6,9 ha (Anonyymi 1983, Assmuth ym. 1990). Ilmakuvien perusteella alue on levinnyt pohjoisesta etelään ja kaakkoon (liite 1).

Kaatopaikan toiminta-aikana ympäristössä oli metsää, suota ja teollisuusalueita. Etäisyys lähimpiin tie-, taajama-, vesistö- ja asuinalueisiin oli 0,1–0,2 km ja etäisyys lähimpään pohjavedenottamoon 1,5 km (Mustavuoren vedenotto). Alueen lähistöllä on 1980-luvun alussa sijainnut mm.

lasituotteiden valmistusta, teräsmateriaalivarasto, kalustetehdas sekä paperiteollisuutta (Tampereen kaupunkimittausvirasto 1983). Jätetäytössä saattaa olla myös muita ongelmajätteitä kuten liuottimia, syövyttäviä aineita, metalleja sekä orgaanisia halogeeniyhdisteitä ja muuntajista peräisin olevaa öljyä (Assmuth ym. 1990). Kaatopaikalla ei tiedetä tapahtuneen paloja tai polttoa.

Aikaisempien tutkimusten ja vanhojen asiakirjojen lisäksi Ikurin vanhan kaatopaikka-alueen taustatietoja ja historiaa kerättiin haastatteluilla. Alueelle on viety sekä yhdyskuntajätettä että teollisuusjätteitä, mutta tarkoista määristä, laadusta ja sijoituspaikoista ei ole kirjanpitoa (Tervo 2005, suullinen tiedonanto). Kaatopaikalle on kuitenkin todennäköisesti viety kaupungin länsipuolen teollisuuden jätteitä huomattavia määriä (Siitari 1989). Erityisesti mainittiin Winter Oy maali- ja pintakäsittelyainetehtaan jätteet, joita kaatopaikalle on viety usein suuria määriä (Antila 2005, Siitari 2005, Tervo 2005, suullinen tiedonanto). Lisäksi alueella on ollut ennen Ikurin kaatopaikan perustamista toimintansa lopettanut nahka- ja turkistehdas, mistä on mahdollisesti viety jätteitä sulkemisenkin jälkeen (Antila 2005, suullinen tiedonanto).

Kolme vuotta Ikurin kaatopaikan sulkemisen jälkeen jätepenkereen pohjoisrinteessä havaittiin vuotokohta (Anonyymi 1986). Vesinäytteessä (otettu 31.12.1986) havaittiin kohonnut sähkönjohtavuus, jonka epäiltiin johtuvan metalleista. Vuotokohta tukittiin maa-aineksella. Kaatopaikan toiminnan loppumisen jälkeen jätepenkkoja on tasattu ja lopuksi maisemoitu ylijäämämailla. Ylijäämään lisäksi alue on toiminut lumenkaatopaikkana sekä jäteasfaltin keräyspisteenä (Tampereen kaupunki 1990). Ylijäämämaata on kasattu lähinnä varsinaisen jätepenkereen eteläpuolelle (Siitari 2005, suullinen tiedonanto). Lumenkaato ohjattiin ylijäämämaaosuuden kohdalle, jotta lumen sulamisvedet eivät kulkeutuisi jätetäytön lävitse eivätkä suoraan Myllypuron ojiin. Aluetta ei ole ojitettu, mutta kaatopaikalta tihkuu todennäköisesti suotovesiä läheisen Myllypuron ojastoon (Siitari 1989).

Nykyisin alue on vuokrattu maamassojen käsittelypaikaksi (Nylander 2005, suullinen tiedonanto). Penkereen päällä valmistetaan kasvualusta-ainesta sekoittamalla eri maalajikkeita. Ainekseen sekoitetaan lisäksi kalkkia ja lehtikompostia (ei väkilannoitteita) ravinteeksi ja pH:n säätöön. Alueella ei käsitellä saastuneita maita tai jätteitä. Toiminta on alkanut kesällä 2004. Talvisin alueelle varastoidaan massoja sulankauden käsittelyä varten. Kesäkauden aikana massoja käsitellään n. 5000 m³.

3.2.2 Maaperä-, pohja- ja pintavesitiedot

Ikurin vanhan kaatopaikan alueella on tehty kairauksia 60- ja 70-luvuilla ennen kaatopaikan perustamista. Pohjan pinta on ollut kaatopaikkaa perustettaessa melko tasainen (n. + 118–120 m mpy) ja sinne ei ole tiettävästi tehty erityisiä pohjatiivistyksiä tai -eristyksiä. Nykyinen korkeus on n. +130–135 m mpy, joten täyttöpaksuus on noin 15 m. Kaatopaikalla on kaksi suotoveden purkauspistettä jätepenkereen pohjois- ja itärinteessä (pisteet 1 ja 2, kuva 3). Etäisyys Myllypuroon on n. 0,2 km ja Vihnujärveen n. 3,9 km.

Kairaustietojen mukaan kaatopaikan pohja on pääosin silttiä (arviolta > 90 % alueesta), jonka vedenläpäisevyyskerroin on 10^{-5} – 10^{-9} m/s. Silttikerroksen alla on lähinnä hiekkaa, moreenia tai soraa, joiden vedenläpäisevyys on suurempi (10^{-4} –1 m/s). Siltin päällä on paikoitellen ollut humusta (kaatopaikan luoteisosan alla). Kallioperä on hydrogeologisten karttatietojen mukaan pääosin kiilleliuskeita ja gneissia (Lahermo ym. 1990). Pohjaveden pinnan syvyydestä tai kallioperän rikkonaisuudesta ei ole tietoja.

3.2.3 Aikaisemmat pilaantuneisuustutkimukset ja selvitykset

Tampereen kaupunki suorittaa säännöllistä pintavesitarkkailua Myllypurolla sekä kaatopaikan yläettä alajuoksulla (kuva 3). Vesinäytteitä otetaan 2–3 kertaa vuodessa (kevät, syksy ja mahdollisesti kesä) ja niistä tutkitaan perusominaisuuksia (taulukko 2). Kevään 2005 näytteissä (9.5.2005) kaatopaikalta tulevassa vedessä oli korkea ammoniumtyppipitoisuus verrattuna muihin näytepisteisiin (Järvenpää 2005). Muutoin perusmäärityksissä ei ollut huomattavia eroja kaatopaikalta tulevan ojan ja Myllypuron pääuoman vesien välillä. Vuosina 1987–1992 kaatopaikan läheisyydessä (pisteet 2, 7 ja 9, kuva 3) on ollut kohonneita pitoisuuksia metalleja (Fe, Ni, Pb, Cr) ja ravinteita (P, N) sekä suuria COD- ja sähkönjohtokykyarvoja verrattuna kauempana oleviin näytepisteisiin (pisteet 3, 6, 10, 11, 13, 16, kuva 3) (Vesihallitus 1983–1992).

Myllypuron alueelta tutkittiin 11 vesinäytettä v.1989 (pisteet 1–4, 6, 9–11, 14–15, kuva 3) (Siitari 1989). Vesinäytteistä määritettiin metallit, PCB-yhdisteet ja kloorifenolit. Kaatopaikan läheisyydessä (pisteet 1 ja 2) metallipitoisuudet olivat koholla verrattuna muihin näytepisteisiin (As, Cr, Ni ja Fe), mutta pitoisuudet eivät kuitenkaan ylittäneet talousveden raja-arvoja. Kaikkien näytteiden kloorifenolipitoisuudet olivat alle 0,5 µg/l ja PCB-yhdisteitä ei todettu ollenkaan. Analyysitulosten perusteella päätettiin seurata Myllypuron ojavesien metallipitoisuuksia ja jouduttaa alueen maisemointitöitä.

Taulukko 2. Yhteenveto Ikurin kaatopaikan ympäristönäytteistä ja määrittelyistä. (X = taustapitoisuuden tai raja-arvon ylittävä pitoisuus, x = haitta-aine todettu, mutta ei ylitä raja-arvoa, (x) = haitta-ainetta ei todettu tai pitoisuus alle analyysin määrittelyrajan)

Ajankohta	Vesinäytteet					Sedimentinäytteet
	1978 - 1992	23.11.1989	5.6.2002	18.6.2004	9.5.2005	18.6.2004
Näytepisteet (kuva 3)	2,3,6,7, 9-11,13,16	1-4,6,9-11, 13-15	?	5-7,13,16	6-8,12, 16	10,16
<u>Perusominaisuudet</u>						
pH	x		x	x	x	
sähkönjohtavuus (25 C)	X		X	x	x	
sameus	x		X	x	x	
kiintoaine				x	x	
väriluku	x		X			
tot-P	x		x	x	x	
tot-N	X		X		x	
NH4-N	X			X	X	
NO3-N				X	x	
BOD7	X		x			
CODMn	x		x	x	x	
CODcr	x		x			
sulfaatti				x	x	
kloridi	x		x	x	x	
haju	x					
<u>Metallit</u>						
As	X	X	x			x
Ba						x
Cd	x		x			x
Co	X					x
Cr	X	X	X			x
Cu	x		x			x
Fe	X	X	X			
K	x					
Mn	X		X			
Mo						x
Na	x					
Ni	x	X	x			x
Pb	x		x			x
Zn	x		x			X
<u>Orgaaniset</u>						
PCB-yhdisteet	x	(x)				x
kloorifenolit	x	x				(x)
kresolit	x					
AOX	x					
POX	x					
pestisidit	x					
TOC	x					
min.öljy	X					
aromaattiset hiilivedyt	X					
halogenoidut alifaattiset	x					
halogenoidut aromaattiset	x					
ftalaatit	x					
<u>Toksisuus</u>						
vesikirppu	X					
ames	X					

AOX = adsorboituvat organohalidit, POX = haihtuvat organohalidit, PCB = polylooribifenyyli

Ikurin kaatopaikka oli mukana valtakunnallisessa riskikaatopaikkatutkimuksessa, joka tehtiin 1980-luvun lopulla (Melanen ja Assmuth 1986). Alustavassa seulontatutkimuksessa kokonaisriskin arvioitiin olevan suuri (asteikolla suuri, kohtalainen, vähäinen). Perusteena oli jätetäytön laatu sekä suotovesien leviäminen ympäristöön Myllypurossa. Riskikaatopaikkatutkimuksessa tutkittiin kaatopaikalta purkautuvien pintavesien haitta-ainepitoisuuksia (pisteet 2, 3, 6, 7, 9–11, 13, 16, kuva 3) (Assmuth ym. 1990). Suotoveden purkauspisteessä havaittiin kohonneita metallipitoisuuksia (Fe, Cr, Co, Mn, As) sekä orgaanisista yhdisteistä toluenia, ksyleeniä, etyylibentseeniä, AOX-yhdisteitä ja mineraaliöljyä. Pestisidien ja kloorifenolien yhteispitoisuudet alittivat talousveden laatuvaatimusrajat. Suotovedessä todettiin myös ftalaattiyhdisteitä vanhoille kaatopaikoille tyypillisinä pitoisuuksina, mutta pitoisuus ei ylittänyt juomaveden raja-arvoa (Assmuth ym. 1990, Marttinen ym. 2003, DNR 2005).

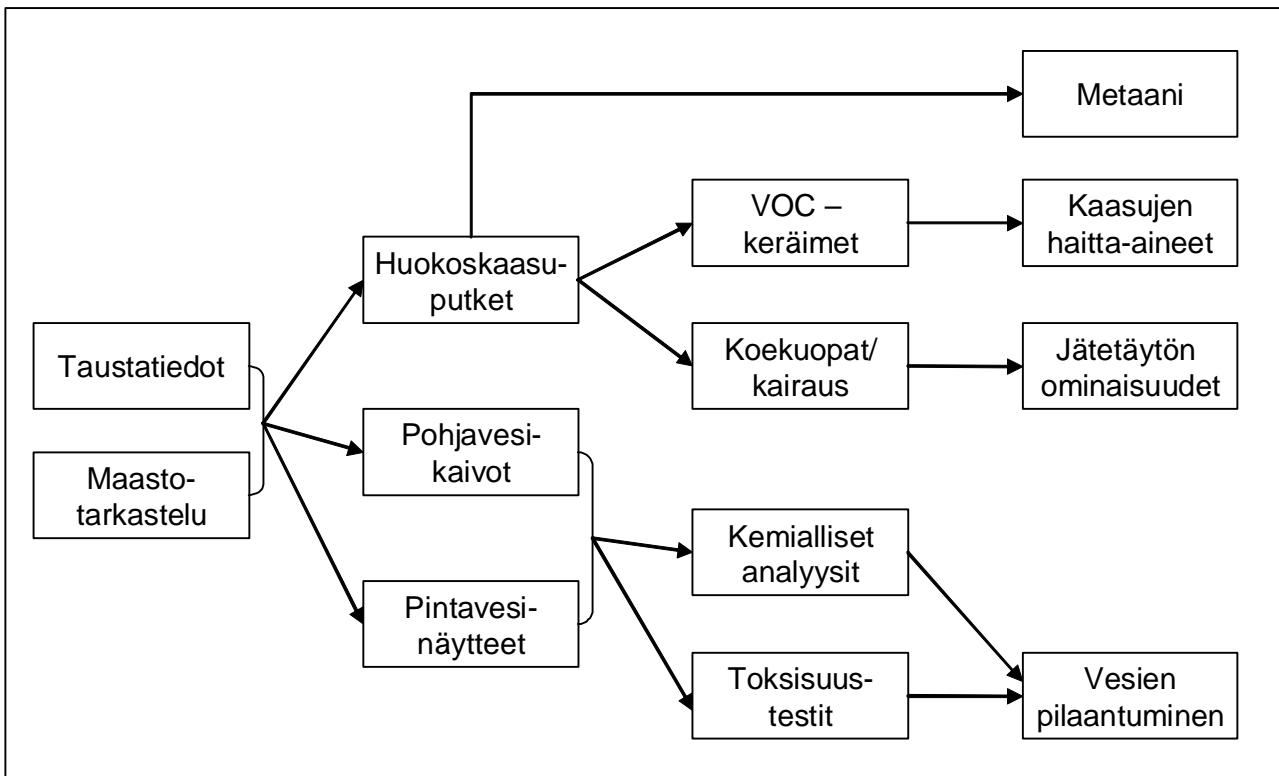
Kaatopaikan suotovesien purkupisteestä otettu vesinäyte havaittiin riskikaatopaikkatutkimuksessa toksiseksi sekä mutageeniseksi. Ikurin kaatopaikan ympäristölle aiheuttamaa riskiä lisäsi oleellisesti jätteen suuri määrä. Vähiten riskiä arvioitiin lisäävän haitta-aineiden leviäminen tai kuormitus pohjaveteen. Tulosten perusteella arvioitiin kaatopaikan aiheuttamia ympäristöriskejä karkealla puolikvantitatiivisella pisteytysmenetelmällä. Muihin tutkimuksen kaatopaikkakohteisiin verrattuna kokonaisriski oli keskiarvoinen.

Vuonna 2004 tutkittiin Myllypurosta sekä Vihnusjärvestä vesi- ja sedimenttinäytteiden raskasmetalli-, PCB- ja kloorifenolipitoisuudet (pisteet 5–7, 13 ja 16, kuva 3) (Kärki 2005). Vesianalyysien perusteella Myllypuro luokiteltiin reheväksi, ja sen vesi oli humuspitoista ja sameaa. Kaatopaikalta tulevan ojan vedessä oli korkea nitraatti ja ammoniumtyppipitoisuus. Vihnusjärven laadullisen yleisluokan todettiin olevan hyvä (luokka II). Sedimenttinäytteiden PCB-pitoisuudet alittivat ruoppausmassojen raja-arvon (0,3 mg/kg), mutta ohjearvo (0,01–0,04 mg/kg) ylittyi paikoitellen sekä Myllypurossa että Vihnusjärvestä. Myllypuron sedimentissä arseenin ja sinkin pitoisuudet ylittivät maan saastuneisuuden ohjearvot ja Vihnusjärvestä As, Cd ja Zn pitoisuudet ylittivät ohjearvot. Kloorifenoleita ei löytynyt yhdestäkään sedimenttinäytteestä. Kaatopaikan lisäksi Myllypuron alueen runsas teollisuus on todennäköinen PCB- ja raskasmetallipäästöjen lähde. Riskikartoituksen perusteella ehdotettiin kaatopaikan seurannan laajentamista nykyisestä suppeasta tarkkailusta. Lisäksi ehdotettiin maaperänäytteiden ottoa jätelaadun tutkimiseksi sekä kaatopaikkakaasun laadun mittauksia.

Ikurin vanhan kaatopaikan ympäristöhaittojen tutkimiseksi on tehty määrittäviä vesinäytteistä, joita on otettu kaatopaikan purkuvesistä tai läheisen Myllypuron ojista. Näytteissä on havaittu kohonneita raskasmetallipitoisuuksia sekä joitain hiilivety-yhdisteitä. Lisätutkimukseksi on esitetty edelleen raskasmetallien seuranta sekä orgaanisten yhdisteiden analysointia, kuten klooratut hiilivedyt, AOX-, PAH- ja PCB-yhdisteet (Assmuth ym. 1990, Kärki 2005). Toisaalta osassa aiemmissa tutkimuksista ei ole löydetty merkittäviä pitoisuuksia PCB-yhdisteitä tai kloorifenoleja. Suurin osa tutkimuksista on kuitenkin vähintään kymmenen vuotta vanhoja, joten tilanne voi olla muuttunut niiden jälkeen.

4 SUORITETUT TUTKIMUKSET

Ikurin vanhalla kaatopaikalla on aikaisemmin tutkittu ainoastaan pintavesiä, joten tietoa kerättiin näytteiden avulla pinta- sekä pohjavedestä, kaatopaikkakaasusta sekä myös jätetäytön ominaisuuksista (kuva 4). Maa- ja vesinäytteistä analysoitiin fysikaalisia ja kemiallisia perusominaisuuksia sekä epäorgaanisia ja orgaanisia haitta-aineita. Analysoitavat haitta-aineet valittiin aikaisempien tutkimustulosten ja jätelaadusta saatujen taustatietojen mukaan. Lisäksi vesinäytteistä tehtiin toksisuustestejä. Näytteenottoajalta huomioitiin sääolosuhteet.

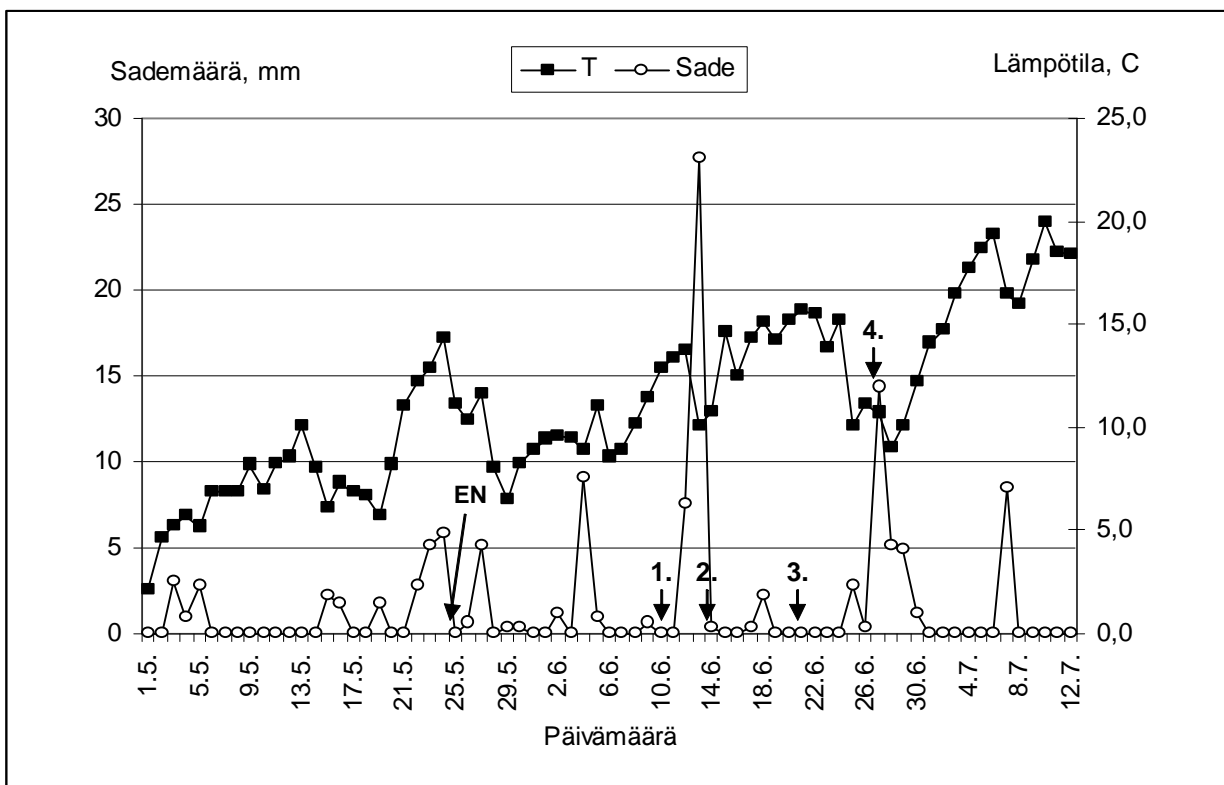


Kuva 4. Kenttätutkimusten vaiheittainen eteneminen Ikurin vanhan kaatopaikan ympäristöriskiarvioinnissa vuonna 2005.

Ympäristössä havaittuja pitoisuuksia verrattiin erilaisiin haitallisuusarvoihin. Maa- ja jäteaineksen pitoisuuksia verrattiin saastuneen maaperän pitoisuusrajoihin (SAMASE-arvot) ja vesien pitoisuuksia talousvesiarvoihin. Lisäksi tutkimuskohteen haitta-ainepitoisuuksia verrattiin Tampereen muihin vanhoihin kaatopaikkoihin ja ulkomaisiin tutkimustuloksiin sekä maaperän ja pohjavesien luonnollisiin pitoisuuksiin. Huokoskaasupitoisuuksia verrattiin metaanin osalta räjähdysraja-arvoon sekä muihin kaatopaikkatutkimuksiin. VOC-pitoisuuksia verrattiin 8 h altistusajan HTP-arvoista laskettuihin 24 h altistusarvoihin (HTP-8h-arvot jaettiin kolmella, Liesivuori 2005, suullinen tiedonanto).

4.1 Sää tiedot

Tutkimusjakson ajalta (1.5.–12.7.2005) kerättiin tiedot sademääristä ja lämpötilasta Raholan sääasemalta, joka sijaitsee n. 3,5 km etäisyydellä Ikurin vanhalta kaatopaikalta. Lämpötila vaihteli alkukesän +3 °C:sta loppujakson +24 °C:een (Oittinen 2005, kuva 5). Yli 5 mm/vrk sademäärän päiviä kertyi jaksolle 4 kpl.



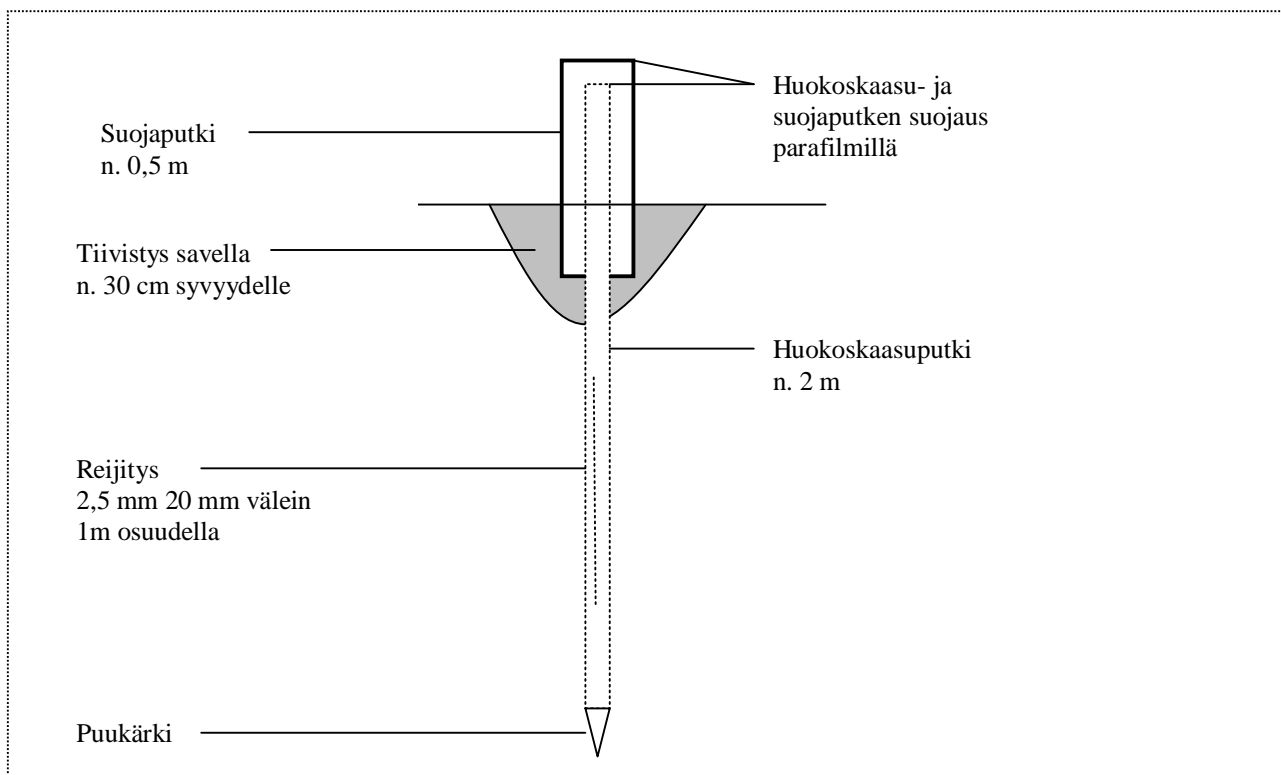
Kuva 5. Lämpötila- ja sadetiedot kenttätutkimusjakson ajalta Raholan sääasemalta lähellä Ikurin vanhaa kaatopaikka-aluetta sekä vesinäytteiden keruuajankohdat (EN=esinäytteet, 1.–4.=pintavesinäytteet pisteistä OJA1–OJA5, liite 2). 2. näytteenottokerralla kerättiin myös pohjavesinäytteet (ks. kpl 3.2.2).

4.2 Kenttätyöt

Sopivien vesi-, ilma- ja maanäytepisteiden löytämistä varten tutkittiin kaatopaikan ympäristöä maastokäynneillä ennen varsinaisten kenttätöiden aloitusta (25.5.2005). Ympäristöstä etsittiin mahdollisia kaatopaikkavesien purkautumiskohtia ja leviämisreittejä. Kaatopaikan pohjoispuolelta kulkevasta ojasta otettiin sedimenttinäytteitä kahdesta pisteestä (S1 ja S2, liite 2). Vesinäytteitä otettiin yhteensä viidestä eri pisteestä (pisteet A–E, liite 2).

4.2.1 Huokoskaasunäytteet

Alueelle asennettiin huokoskaasuputkia kaasunäytteenottoa varten. Maahan kairattiin ensin reikä, johon huokoskaasuputki pudotettiin (kuva 6). Putket olivat PVC-muovia (3, Uponor, sisähalkaisija 18 mm) ja putken alapäässä oli tulppana puinen kärki. Putket asennettiin n. 1,5 m–1,8 m syvyyteen. Maahan asennetun putken juurelta lapioitiin pois maata n. 30–40 cm syvyydeltä. Ympäri asennettiin muovinen, n. 50 cm pitkä suojaputki (ulkohalkaisija 6,3 cm, sisähalkaisija 5,2 cm). Putkien tyvi tiivistettiin savimaalla. Putkien suut suljettiin parafilmillä ja lisäksi putket suojattiin sateelta muovipussilla. Asennuksen yhteydessä havaittiin liuotinmaista/bensiinin hajua osassa pisteistä (pisteet HK3 ja HK12).

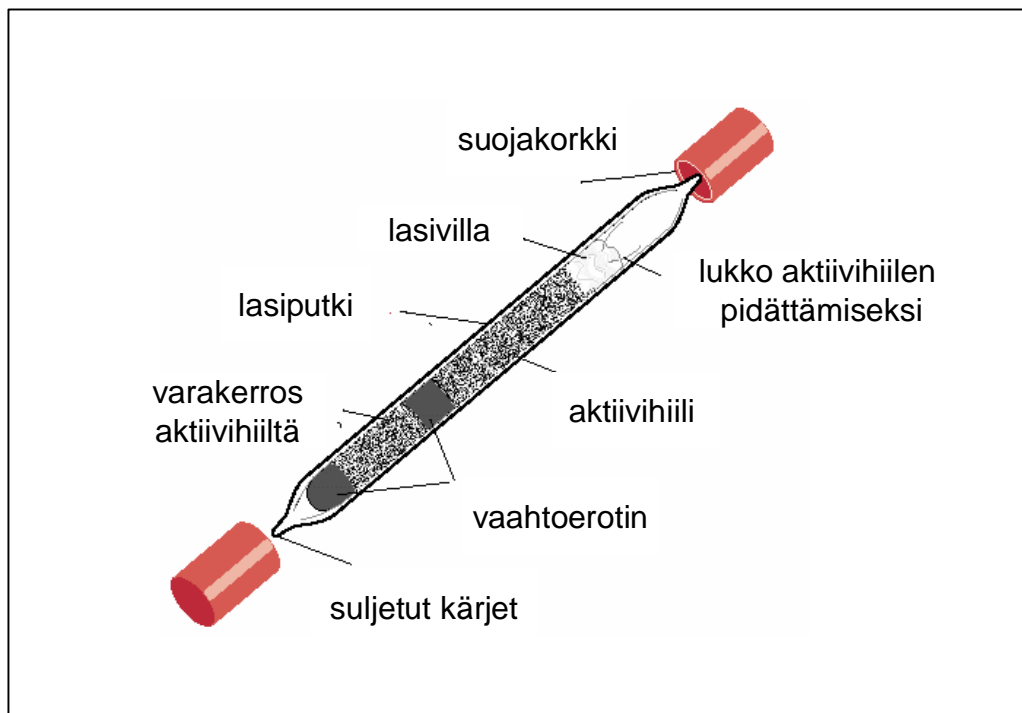


Kuva 6. Ikurin vanhan kaatopaikan jätepenkereen päälle ja lähiympäristöön kaatopaikkakaasun tutkimista varten asennettujen huokoskaasuputkien rakenne.

Maastotarkastelun, vanhojen ilmakuvien, karttojen ja haastattelujen perusteella valittiin huokoskaasuputkien paikat. Varsinaiselta kaatopaikan alueelta rajattiin pois eteläosan maatäyttöalue sekä maa-aineksen valmistukseen vuokrattu alue. Kaasuputkia asennettiin yhteensä 13 kpl ja pisteet merkittiin HK1–HK13 (liite 2). Kolme putkea asennettiin mahdollisesti öljyllä ja maalijätteellä saastuneelle alueelle (Erkkilä 2005, suullinen tiedonanto, pisteet HK8, HK9 ja HK10). Jätepenkereen päälle asennettujen putkien lisäksi putkia asennettiin penkereen ulkopuolelle pohjavesikaivojen läheisyyteen (pisteet HK12 ja HK13). Piste HK6 sijaitsi pohjavesiputken vieressä.

Putkista mitattiin kenttämittareilla huokoskaasun laatua kaksi kertaa. Ensimmäinen mittaus tehtiin 1–2 vrk ja toinen noin viikon kuluttua putkien asennuksesta. Kaasun pääkomponentteja (CH_4 , CO_2 , O_2) sekä rikkivetypitoisuutta (H_2S) mitattiin kannettavalla IR-laitteella (GA 94). Haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (NMVOC, non-methane volatile organic compounds) mitattiin PID-mittarilla (photoionization detector, MiniRae) ja metaania sekä NMVOC-yhdisteitä FID-mittarilla (flame ionization detector, MicroFid). Kaasut mitattiin samanaikaisesti kolmella eri laitteella huokoskaasuputken suulta. FID-mittari oli herkkä kosteudelle, kylmyydelle ja alhaisille happipitoisuuksille. Kaikkien laitteiden annettiin tasaantua muutaman minuutin ajan ennen lukemien kirjausta. Kummastakin mittauskerrasta otettiin ylös kolme lukemaa, joista laskettiin keskiarvot.

Huokoskaasun laboratorioanalysointia varten otettiin näytteitä aktiivihilikeräimiin (SKG Sorbent Tube, Anasorb CSC, 8 x 110 mm). VOC-yhdisteet adsorboituvat keräimen sisältämään aktiivihilileen, josta ne erotettiin ja kvantifioitiin (kuva 7). Huokoskaasua imettiin keräimeen pumpulla (Gilian 3500 Sensidyne). Näytteenottoletku laitettiin huokoskaasuputkeen n. 1 m syvyyteen ja tiivistettiin putken suulta parafilmillä. Ilmaa kerättiin noin 13 minuutin ajan 0,8 L/min, jolloin näytteen tilavuudeksi tuli n. 10 L. Pumppauksen päätyttyä keräimen kärjet suljettiin muovitulpilla.

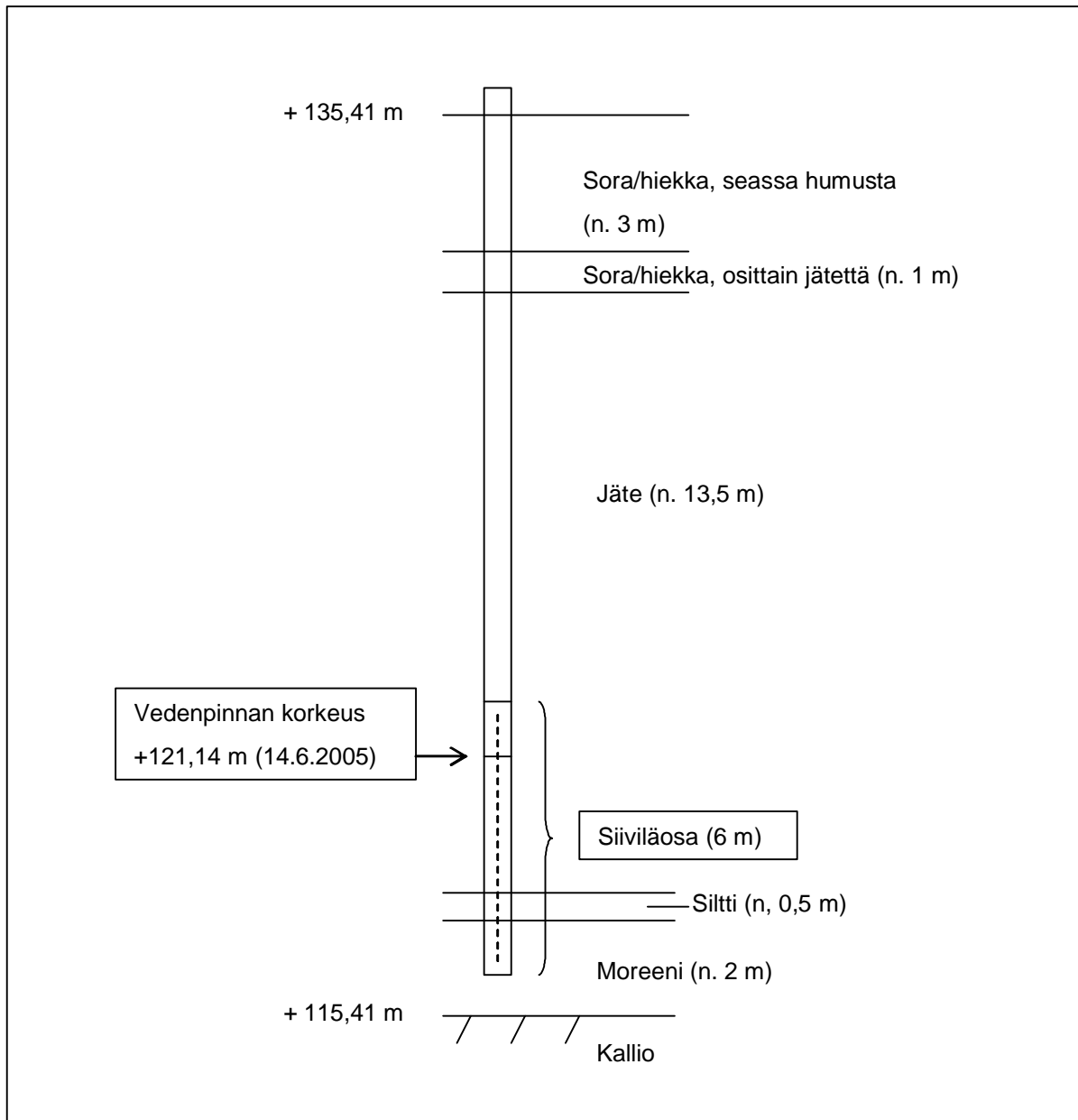


Kuva 7. Aktiivihiiikeräin VOC-yhdisteiden näytteenottoon huokoskaasusta Ikurin vanhalla kaatopaikalla vuonna 2005 (SafetyLine Institute 1998).

Kenttämittareiden tulosten perusteella valittiin neljä huokoskaasupistettä, joista otettiin näytteet aktiivihiiikeräimiin (HK3, HK6, HK10 ja HK12). Lisäksi otettiin näyte ympäröivästä ilmasta jätepenkereen päältä noin 5 cm korkeudelta maan pinnasta (HK3 kohdalla). Näytteenottokohdalla oli sorapinta ja kasvillisuutta oli vähän. Ympäröivästä ilmasta otettiin 40 L näyte, sillä pitoisuuksien oletettiin olevan huomattavasti pienempiä kuin sisäiset pitoisuudet huokoskaasuputkissa. Laadunvarmennukseksi otettiin kentänollanäyte, jolle tehtiin sama käsittely kuin muillekin näytteille. Ilmaa ei kuitenkaan pumpattu ja näytteenottoletkua ei laitettu huokoskaasuputkeen. Näytteet kuljetettiin ja säilytettiin kylmässä ja pimeässä analysointiin asti.

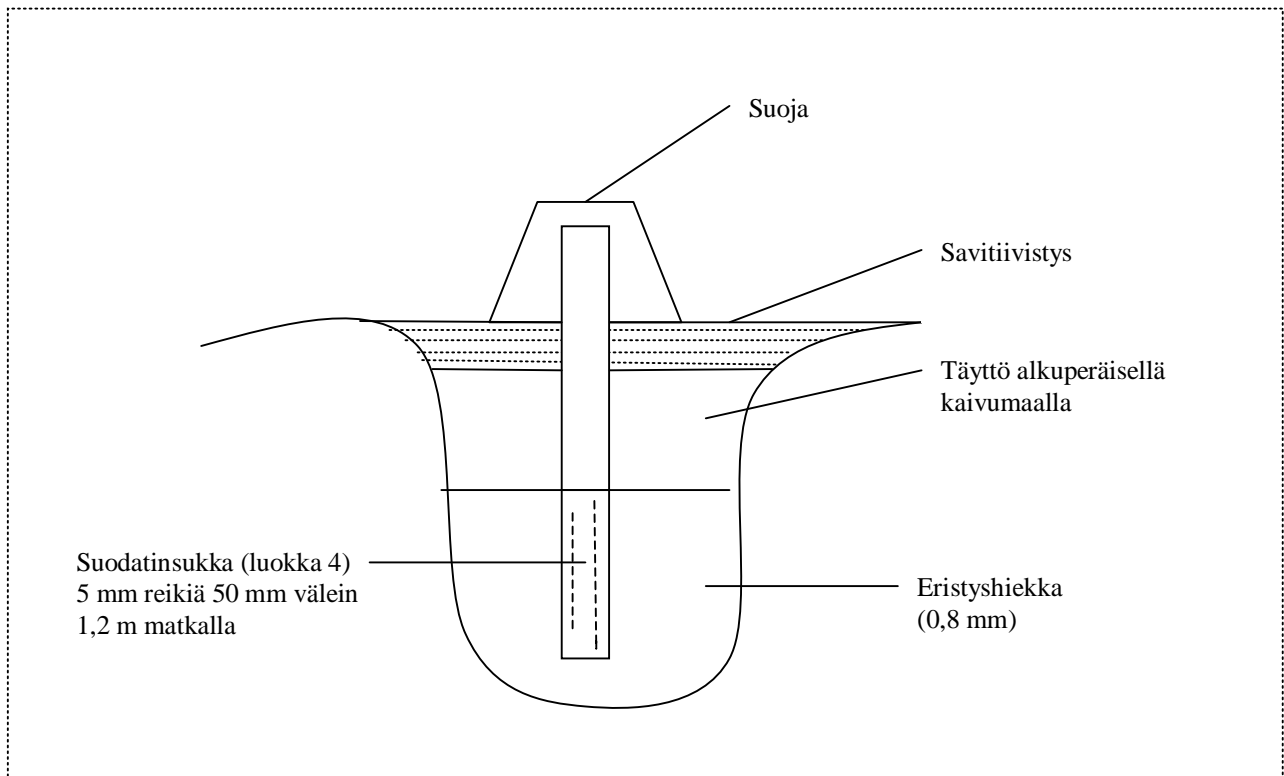
4.2.2 Vesinäytteet

Jätepenkereen sisäisen veden tarkkailuun tarkoitettu pohjavesiputki (PVP) asennettiin kaatopaikan luoteisosaan (kuva 8, liite 2). Kairauspisteen kohdalla oli täyttömaata n. 3 m varsinaisen jätteen päällä. Kairauksen yhteydessä otetut maanäytteet haisivat voimakkaasti liuottimelle. Jäte oli mustaa, osittain maatonutta. Seassa oli kovaa ja pehmeää muovia, puujätettä, styroksia, metallia, kangasta, nahkaa ja kasvijätettä (lehtiä yms.). Luonnonmaata tavattiin 17 m syvyydessä. Putkea asennettiin yhteensä 20 m, josta siiviläputkea oli 6 m.



Kuva 8. Jätepenkereen sisään asennettiin pohjavesiputkea 20 m sisäisen veden laadun tarkkailuun Ikurin vanhalla kaatopaikalla.

Pohjavesinäytteitä varten asennettiin jätepenkereen vierelle kaksi kaivoa (PVK-1 ja PVK-2, liite 2). Kaivoja varten kaivettiin n. 2,5–3 m syvät kuopat (kuva 9). Pisteessä PVK-1 maa oli luultavasti ylijäämämaa-ainesta, jossa oli voimakas kaatopaikkamainen haju. Pisteessä PVK-2 kohdalla tavattiin luonnonmaata. Kuoppien pohjalle laitettiin ensin erityshiekkaa, jonka päälle asennettiin kaivon putki. Putki oli halkaisijaltaan 18,5 cm PVC-putkea, jonka alaosassa oli rei'itys (reikäosa suojattu suodatinkankaalla). Putken ympärille kasattiin hiekkaa suodatinosan yläreunaan asti. Kuoppa täytettiin kaivumailla ja putken ympäryksensä tiivistettiin savella pinnasta. Putki suljettiin kannella ja suojattiin kaivorenkaalla.



Kuva 9. Ikurin vanhalle kaatopaikalle pohjaveden tarkkailua varten asennettujen kaivojen rakenne. Kaivoja asennettiin kaksi (PVK-1 ja PVK-2, ks. liite 2).

Pohjavesien ja sisäisen veden näytteet otettiin noin viikon kuluttua pohjavesikaivojen ja -putken asennuksen jälkeen (sertifioidut näytteenottajat, Pirkanmaan alueellinen ympäristökeskus). Vettä pumpattiin 30 min ennen varsinaista näytteenottoa pisteissä PVP ja PVK-2 (taulukko 3). Sisäisestä vedestä (PVP) otettiin lisäksi toinen näyte (12.10.2005) seisoneesta vedestä vesipatsaan pinnasta (ei pumpattu ennen näytteenottoa), sillä haluttiin tarkastaa kertyykö veden pinnalle öljyä. Jätepenkereen sisäinen vesi oli molemmilla näytteenottokerroilla ruskeaa, vaahtoavaa ja voimakkaan hajuista (liuotinmainen). Pisteessä PVK-2 vesi oli kirkasta koko pumppauksen ajan ja pinta laski 16 cm pumppauksen aikana (antoisuus oli hyvä). Pohjavesikaivosta PVK-1 näyte otettiin messinkisellä noutokannulla, sillä vettä oli liian vähän pumppaukseen.

Taulukko 3. Ikurin vanhalta kaatopaikan jätepenkereen sisäisen veden (PVP) ja pohjaveden (PVK-1 ja PVK-2) näytepisteiden tiedot näytteenottopäivänä (14.6.2005). Vedenpinnan korkeus on laskettu maanpinnasta. Pisteestä PVP otettiin näyte myös 12.10.2005.

Piste	PVP	PVK-1	PVK-2
Vedenpinnan korkeus (m)	-14,27	-2,45	-0,91
Näytteenottosyvyys (m)	-17,75	-2,45	-1,2
Lämpötila (°C)	11,4	-	8,7
Näytteenotin	pumppu (Watterra)	noudin (messinki)	pumppu (Grundfos BMI/MP1)
Veden ulkonäkö	ruskea, samea	ruskea, samea	väritön, kirkas

Kaatopaikan ympäristön ojavesistä kerättiin näytteitä viidestä esitutkimusten perusteella valitusta pisteestä (OJA1–OJA5, liite 2). Vettä otettiin jokaisesta näytepisteestä neljänä perättäisenä viikkona yhtenä päivänä viikossa (10., 14., 21. ja 27.6.2005). Näytteet merkittiin näytepisteen ja näytteenottokerran mukaan OJA1-1, OJA1-2, OJA1-3 jne. Näytteenottojakson runsain sadepäivä (23 mm/vrk) sijoittui ensimmäisen ja toisen näytteenottokerran väliin (kuva 5, s.20).

Näytepiste OJA1 oli todennäköinen kaatopaikan suotovesien purkauskohta. Veden pinnalla oli todennäköisesti raudasta johtuva kalvo ja vesi oli sameaa. Piste OJA2 oli taustapiste kaatopaikan pohjoispuolella kulkevan ojan vedelle. Pisteessä OJA3 kaatopaikan suotovedet sekä taustapisteen vedet sekoittuvat. Piste OJA4 oli juuri ennen kaatopaikan ojan liittymistä Myllypuroon. Tässä pisteessä oli luultavasti kaatopaikan suotovesiä sekä lisäksi haitta-aineita saattoi kertyä muistakin lähteistä. Piste OJA5 oli Myllypurossa kaatopaikan ojan yhdistymiskohdan alapuolella, missä vesi laimeni edelleen.

Näytteenottopisteissä oli melko hyvin vettä saatavilla koko näytteenottojakson. Toisena näytteenottoviikkona ojissa oli kuitenkin selvästi enemmän vettä kuin muina näytteenottokertoina edellisten päivien sateiden takia. Ojien virtaamia mitattiin kolmiopadolla (ns. Thompsonin kolmiopato). Pato tilkittiin huolellisesti reunoilta savella ja virtaaman annettiin tasaantua, kunnes se pysyi samassa korkeudessa. Kolmiopadosta luettavan korkeuslukeman perusteella määritettiin virtaama (Mustonen 1968). Näytepisteestä OJA1 ei mitattu virtaamaa, sillä vesi oli seisovaa. Pisteestä OJA5 ei mitattu virtaamaa, sillä oja oli liian leveä käytetylle padolle.

Kemiallisten määritysten vesinäytteille käytettiin analyysistä riippuen lasi- tai muovipulloja ja ne täytettiin laboratorion ohjeiden mukaisesti. Toksisuustestien näytteet kerättiin lasipulloihin niin, että pulloon jäi pieni ilmatila. Kaikki näytteet kuljetettiin kylmälaukuissa näytteenoton jälkeen vähintään kuuden tunnin kuluessa laboratorioon ja säilytettiin kylmässä ja pimeässä (+ 4 C).

4.2.3 Maa- ja jätenäytteet

Pohjavesiputken asennuksen yhteydessä otettiin maanäytteitä kairausputkesta sekä pohjavesikaivojen kuopasta kaivetusta maasta kokoomanäytteenä. Varsinaista maanäytteenottoa varten kaivettiin koekuoppia (20.–21.6.2005). Koekuoppia tehtiin yhteensä viisi huokoskaasututkimusten, maastotarkastelun ja haastattelujen perusteella valittuihin paikkoihin (KK1–KK5, liite 2). Kuopat olivat 2–6,5 m syviä ja näytteitä otettiin noin metrin välein. Näytteet säilytettiin ja

kuljetettiin kylmässä ja pimeässä laboratorioon asti. Näytteitä otettiin rakeisuusmääritykseen (muovipussi) sekä mineraaliöljy-, metalli-, PAH- ja PCB-analyysiin (lasipurkki).

Koekuoppa KK1 sijaitsi alueen pohjoisosassa, joka on kaatopaikan vanhinta jätetäyttöaluetta (kuoppa saattoi olla myös liuskan puolella, eli ei varsinaisen jätetäytön kohdalla). KK2 kaivettiin vanhan varastoalueen kohdalle, missä tutkittiin myös huokoskaasua (HK 8–HK10). KK3 kaivettiin jätepenkereen länsireunalle pisteen HK3 lähelle, jossa todettiin kenttämittareilla suuria VOC- ja metaanipitoisuuksia ja kaasu haisi voimakkaasti liuottimelle. KK4 sijoitettiin alueen kaakkoisnurkkaan pisteen HK11 vierelle. Haastattelujen mukaan itäreuna oli vain ohuella maakerroksella peitetty vaikean maastonmuodon takia (Erkkilä 2005, suullinen tiedonanto). KK5-pisteen avulla oli tarkoitus tarkistaa, miten pitkälle jätetäyttöä riittää (onko haastatteluissa ja karttojen perusteella saatu tieto oikea) sekä samalla tutkia, leviääkö jätetäytöstä haitta-aineita laajemmalle.

4.3 Laboratoriotutkimukset

4.3.1 Huokoskaasunäytteet

Huokoskaasuputkista kerätyistä ilmanäytteistä määritettiin haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuus (TVOC) sekä pääkomponentit FINAS-akkreditoidussa laboratoriossa (Tampereen työterveyslaitos). Näyte desorboitiin rikkihiilellä ja analysoitiin kaasukromatografisesti (GC-FID/FID) kaksikolonnilaitteistolla puolikvantitatiivisella menetelmällä (akkreditoitu menetelmä).

4.3.2 Vesinäytteet

Esitutkimuksen yhteydessä otetuista pintavesinäytteistä (pisteet A–E) määritettiin fysikaalis-kemiallisia perusominaisuuksia sekä alkuainepitoisuuksia ICP-AES -menetelmällä (Tampereen vesi, Viemärlaitoksen laboratorio). Perusominaisuudet tutkittiin SFS/SFS-EN standardin mukaisilla menetelmillä. Kaatopaikan sisäisestä vedestä (PVP), pohjavesinäytteistä (PVK1 ja PVK2) ja pisteen OJA1 ensimmäisestä osanäytteestä määritettiin perusominaisuuksien lisäksi metalleja sekä orgaanisia haitta-aineita (taulukko 4). Lisäksi kaikkien ojavesipisteiden (OJA1–OJA5) kokoomanäytteistä määritettiin kiintoaine, alkaliteetti, ammoniumtyyppi ja kokonaiskovuus. Kokoomanäytteisiin yhdistettiin kaikista viikoittaisista osanäytteistä sama tilavuus.

Taulukko 4. Ikurin vanhan kaatopaikan pohja- ja pintavesinäytteiden kemialliset määritykset v.2005 ja näytteenottopäivämäärät (näytepisteet liite 2). (PVP: öljyt ja liuottimet myös 12.10.2005)

Määritykset	PVP 14.6.2005	PVK-1 14.6.2005	PVK-2 14.6.2005	OJA1-1 10.6.2005	OJA1 - OJA5 10.-27.6.2005
perusominaisuudet	x	x	x	x	x
metallit	x	x	x	x	
Hg	x		x	x	
mineraaliöljyt	xx		x	x	
PCB-yhdisteet	x		x	x	
PAH-yhdisteet	x		x	x	
liuottimet	xx		x	x	

Perusominaisuuksien ja alkuainepitoisuuksien määritykset teetettiin FINAS-akkreditoidussa laboratoriossa (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry). Muut paitsi alkaliteetin, ammonium- ja kokonaistypen sekä arseenin määritykset olivat SFS-standardien mukaisia menetelmiä. Liuottimet, PCB-, hiilivety- ja PAH-määritykset tehtiin eri laboratoriossa (Lahden tiede ja yrityspuisto Oy). Liuottimet määritettiin kaasukromatografisesti käyttäen headspace-tekniikkaa ja MS-detektoria. PAH-yhdisteet määritettiin näytteistä kiinteäfaasiuuton jälkeen kaasukromatografisesti käyttäen headspace-detektoria. PCB-pitoisuus määritettiin heksaaniuuton ja rikkihappopuhdistuksen jälkeen kaasukromatografisesti käyttäen EC-detektoreja. Öljypitoisuus määritettiin standardin SFS-EN ISO 9377-2 mukaisesti.

4.3.3 Maa- ja jätenäytteet

Maa- ja sedimenttinäytteistä seulottiin pilaantuneimmat kenttäkäyttöisillä öljyhiilivety- ja metallimittareilla. Öljyhiilivetyjen kokonaispitoisuuksia mitattiin Petroflag Dexsil -laitteella laboratoriossa 1–2 vrk näytteenoton jälkeen. Hiilivetypitoisuus mitattiin ainoastaan toisesta rinnakkaisnäytteestä. Laite kalibroitiin ennen analyysijä laitteen omilla standardiliuoksilla. Näytteet uutettiin liuottimeen ja uute suodatettiin (Nylon 0,2 µm) ja analysoitiin fotometrisesti. Laitteen antamat hiilivetypitoisuudet olivat suuntaa-antavia. Mittausalue oli 10–10 000 ppm (lineaarinen alue, riippuu määritettävästä aineesta). Myös tarkkuus määräytyi tutkittavan aineen mukaan.

Metallipitoisuudet määritettiin Innov-X kenttämittarilla (Innov-X Systems X-Ray fluorescence spectrometer) kahdesta rinnakkaisesta näytteestä, joiden tuloksista laskettiin keskiarvo. Lisäksi kaikista koekuopista kerätyistä näytteistä määritettiin rakeisuus sekä vesi- ja humuspitoisuus PANK-menetelmien mukaisesti (Tampereen kaupungin maanäytelaboratorio). Humuspitoisuus kuvaa näytteen orgaanisen aineksen määrää polttohäviönä (800 °C).

Laboratorioanalyseissä valituista näytteistä määritettiin kuiva-ainepitoisuus ja hehkutushäviö, raskasmetalleja (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb ja Zn), öljyhiilivedyt, BTEX-yhdisteet, PCB-aineet (7 kpl) sekä PAH-yhdisteet (16 kpl). Öljy-, PAH-, BTEX- ja metallianalyysit suoritettiin FINAS-akkreditoidussa (EN ISO/IEC 17025) laboratoriossa (Analycen, Tampere) ja PCB-määritys tehtiin akkreditoidussa (Norsk akkreditering) sekä ISO 14001 ja ISO 9001 sertifioidussa laboratoriossa (AnalyCen Moss, Norja). BTEX- ja PAH-yhdisteet määritettiin pentaani/asetoni -uuton (16 h) jälkeen kaasukromatografisesti käyttäen MS-detektoria. Metallit analysoitiin märkäpoltetusta (7 M HNO₃) ja suodatetusta näytteestä ICP-AES -menetelmällä. Kokonaishiilivedyt määritettiin pentaani/asetoni -uuton jälkeen kaasukromatografisesti käyttäen liekki-ionisaattoridetektoria.

4.4 Toksisuustestit

Kaatopaikan ympäristöstä kerätyistä pinta- ja pohjavesinäytteistä (OJA1–OJA5, PVK-2) tehtiin toksisuustestejä kolmella eri eliöllä. Toksisuutta tutkittiin vesikirpulla (*Daphnia magna*), valobakteerilla (*Vibrio fischeri*) sekä viherlevällä (*Raphidocelis subcapitata*). Testit soveltuvat toksisuuden tutkimiseen vesinäytteistä, jotka sisältävät vesiliukoisia haitta-aineita.

Toksisuus testattiin aluksi kaikista osanäytteistä ilman laimentamista. Jos toksisuutta havaittiin, eri viikoilla kerätyt osanäytteet yhdistettiin kokoomanäytteeksi (kaikista sama tilavuus), joka testattiin eri laimennospitoisuuksina. Tulosten perusteella määritettiin EC50-arvo (effective concentration), joka ilmaisee 50 % vaikutuksen tutkittavassa vasteessa (mitä pienempi EC50-arvo, sitä toksisempi näyte). Lisäksi osalle näytteistä määritettiin suurin pitoisuus, jonka ei vielä havaittu vaikuttavan testieliöön (NOEC = no observed effect concentration).

Testien yhteydessä tarkistettiin näytteiden pH sekä happipitoisuus (pH-meter ja kenttämittari HI 9139). Sameista näytteistä poistettiin kiintoaines laskeutettamalla tai sentrifugoimalla (n. 20 min 1800 rpm). Erityisesti pisteen OJA1-osanäytteissä tiedettiin olevan paljon ammoniumtyyppiä, joten haluttiin tutkia sen osuutta toksisuuteen. OJA1-kokoomanäytettä ilmastettiin 24 h huoneenlämmössä mahdollisen ammoniumtoksisuuden poistamiseksi. Ilmastetun näytteen pH oli n. 9, joten lisäksi valmistettiin ilmastettu näyte, jonka pH palautettiin neutraaliksi (pH n.7). Puskurina käytettiin 0,4 N natriummonovetyfosfaattiliuosta.

4.4.1 Valobakteeri

Testissä altistettiin valobakteerikantaa tutkittaville näytteille. Valobakteerit emissoivat valoa, jonka määrä voidaan mitata luminometrillä. Toksiset aineet vaikuttavat valobakteerin aineenvaihduntaan,

mikä ilmenee valontuotannon heikkenemisenä. Näytteen aiheuttaman luminesenssin inhibitiota verrattiin kontrollinäytteeseen, minkä perusteella näytteelle laskettiin EC50-arvo (pitoisuus, jossa todettiin 50 % valontuoton lasku).

Testissä käytettiin BioToxTM Kit -analyysipakettia (Aboatox Oy, Turku) ja luminesenssi mitattiin luminometrilla (Sirius BioOrbit 1257 Luminometer). Testi ja tulosten laskeminen suoritettiin testipaketin ohjeiden mukaisesti. Testiä varten näyteveden suolapitoisuus säädettiin 2 %:ksi kiinteällä NaCl:lla. Jokaisen bakteerierän herkkyys tarkistettiin jollakin kontrolliaineella (kaliumdikromaatti, sinkkisulfaattiheptahydraatti tai 3,5-dikloorifenoli).

Kaikista osanäytteistä tehtiin neljän pitoisuuden laimennossarja 2 % NaCl -liuoksella. Tutkittavat pitoisuudet olivat 80, 40, 20 ja 10 % sekä puhdas kontrolli. Luminesenssi mitattiin bakteereista ennen näytteen lisäystä sekä 5 min, 15 min ja 30 min kuluttua altistuksen jälkeen. Jokainen näyte testattiin kahtena rinnakkaisena. Esitestien jälkeen bakteeritesti tehtiin ilmastetulle sekä ilmastetulle ja pH-säädetylle OJA1-kokoomanäytteelle. Ilmastamaton ja ilmastettu OJA1-näyte tutkittiin 0, 35, 50, 65 ja 80 % pitoisuuksilla ja ilmastettu näyte, jonka pH säädettiin 0; 28,0; 39,2; 50,4; ja 56,0 % pitoisuuksilla.

4.4.2 Vesikirppu

Vesikirppuja altistettiin näyteveden eri pitoisuuksille 48 h ajan, minkä jälkeen testiyksilöistä laskettiin liikkumattomien vesikirppujen määrä. Testit tehtiin standardia SFS 5062 mukailleen (SFS 5062, 1984). Kirput kasvatettiin M7-vedessä ja testin laimennoksissa käytettiin keinotekoista makeaa vettä. Testeissä käytettiin alle vuorokauden ikäisiä poikasia. Lämpötila oli säädettynä $+20 \pm 1$ °C. Valaistusjaksotus oli 16 h valoisaa ja 8 h pimeää. Näytevesien pH oli testiin sopiva (6,5 – 7,2), joten sitä ei tarvinnut säätää. Jokaisen testin aikana oli mukana positiivinen kontrolliaine (kaliumdikromaatti) sekä nollanäytteet (puhdasta laimennosvettä) vesikirppukannan herkkyiden tarkistamiseksi. Standardista poiketen näytepulloja ei täytetty kokonaan ja näytettä ei pakastettu. Kiintoainesta sisältävää näytettä ei myöskään suodatettu vaan sentrifugoitiin.

Testeissä käytettiin 5 vesikirppuyksilöä/10 ml näytevettä. Pistein OJA1 -osanäytteet tutkittiin esitesteissä yhdellä ja muut näytteet kolmena rinnakkaisena. Toksisiksi havaituista näytteistä tehtiin viiden pitoisuuden laimennossarja ja jokainen pitoisuus tutkittiin kolmena rinnakkaisena. Liikkumattomat kirput laskettiin 24 h ja 48 h kuluttua testin aloituksesta. EC50-arvot määritettiin probit-analyysillä (näytepitoisuus, jossa puolet yksilöistä oli liikkumattomia).

4.4.3 Viherlevä

Viherlevätestissä tutkittiin näytteen aiheuttamaa vaikutusta viherlevän biomassan kasvuun. Leväsiirros altistettiin tutkittavalle näytteelle levän eksponentiaalisessa kasvuvaiheessa. Altistetun levän biomassan kasvua verrattiin puhtaassa kontrollivedessä kasvavan levän biomassan lisääntymiseen, minkä perusteella laskettiin EC50-arvo. Positiivisena kontrolliaineena käytettiin kaliumdikromaattia, josta tehtiin viisi eri pitoisuutta (32, 100, 320, 560 ja 1000 mg/l). Lisäksi oli puhdas kontrolli ilman näytettä ja taustahiukkasten määrittystä varten puhdas kontrollinäyte, jossa ei ollut levää (vain ravinne ja ionivaihdettu vesi).

Testit tehtiin 10 ml tilavuudella kolmena rinnakkaisena 25 ml erlenmeyer-pulloissa (Duran). Levää esikasvatettiin standardin mukaisesti 3 vrk ennen siirrostamista (SFS-EN 28692, 1993). Tällöin levä oli eksponentiaalisessa kasvuvaiheessa. Solutiheys laskettiin solulaskukammiolla. Testiliuoksiin yhdistettiin leväravinnetta 1:10 lopullisesta tilavuudesta ja leväsiirrosta siten, että nimellinen solutiheys testin alussa oli 10 000 solua/ml. Lisäksi ionivaihdettua vettä ja tutkittavaa näytettä lisättiin niin, että saavutettiin haluttu näytepitoisuus.

Näytteitä kasvatettiin $+22 \pm 1$ °C lämpötilassa jatkuvassa valaistuksessa (3500–10 000 lux, Philips Fluotone, LTD 36W/33 Standard, Fluorecent Lamps, Cool White, 2850 Lm). Näyteastiat laitettiin kasvatukseen ajaksi ravistelijaan (Heidolph Polymax 2040 ja Heidolph Unimax 2010). Biomassan kasvua mitattiin leväkasvuston fluoresenssin lisääntymisenä (Fluoroscanner Ascent, Labsystems). Käytetystä leväsiirroksista tehtiin laimennossarjalla kalibraatiosuora, jonka avulla fluoresenssista laskettiin näytteiden solutiheys. Fluoresenssit mitattiin esitestissä 48, 72 ja 96 h ja varsinaisessa testissä 24, 48 ja 72 h kuluttua altistuksen jälkeen.

Fluoresenssimittaukset taulukoitiin kaikilta mittausajoilta ja rinnakkaisnäytteille laskettiin keskiarvo, joista vähennettiin taustasäteily. Solutiheyden muutoksista piirrettiin kasvukäyrät, joista saatiin tieto näytteen aiheuttamasta stimulaatiosta tai inhibitiosta. Koska osa koeliuksista aiheutti stimulaatiota, määritettiin kyseisistä näytteistä voimakkaimmin stimuloiva pitoisuus (MSC, most stimulating concentration). Alin pitoisuus, joka ei inhiboinut levän kasvua (NOEC), määritettiin yksisuuntaisella Dunnettin testillä (0,01 merkitsevyystasolla).

5 Tulokset

5.1 Ympäristönäytteiden laatu ja havaitut haitta-aineet

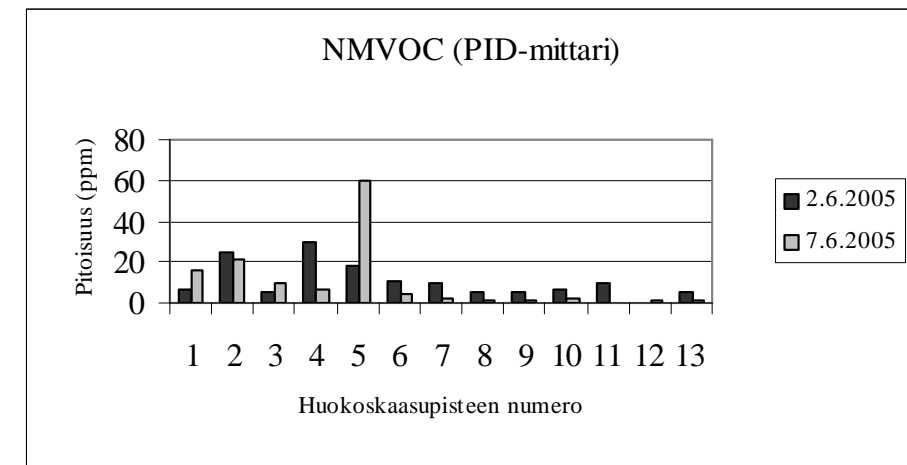
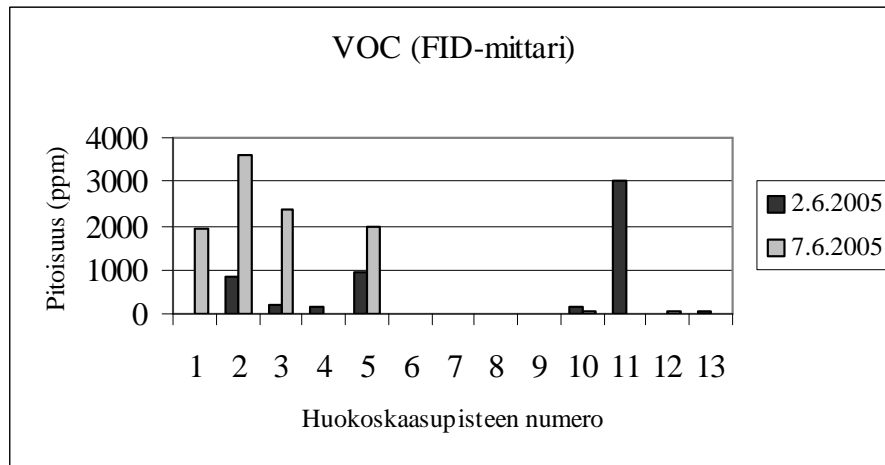
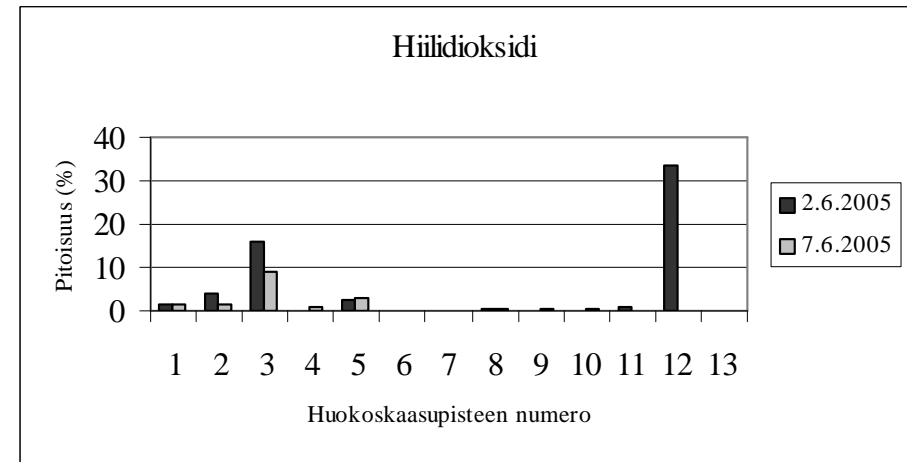
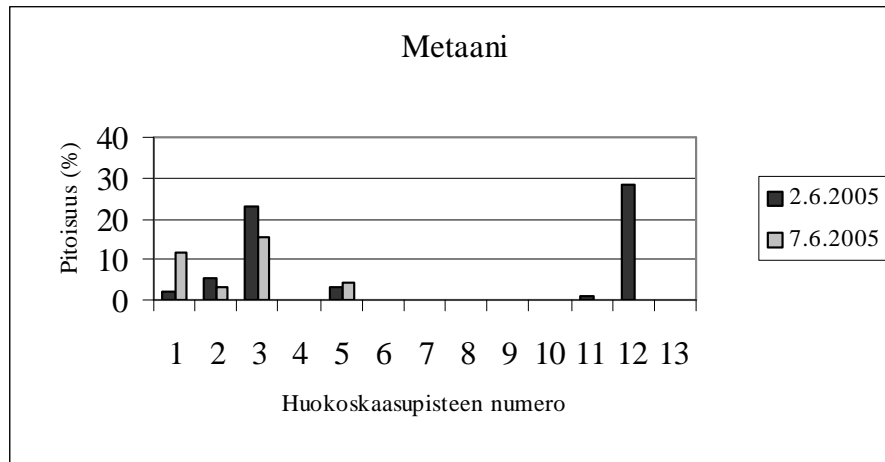
5.1.1 Huokoskaasun ominaisuudet

Kenttämittareiden perusteella todettiin seitsemän huokoskaasupistettä, joissa kaasun laatu oli kaatopaikalle tyypillistä (HK1–HK5, HK11, HK12). Ensimmäisen ja toisen mittauskerran välillä oli jonkin verran vaihtelua kaasukomponenttien määrissä. Korkeimmat metaani- ja hiilidioksidipitoisuudet todettiin näytepisteissä HK1, HK2, HK3, HK5 ja HK12 (kuva 10). Myös NMVOC-pitoisuuksien perusteella näissä näytepisteissä huokoskaasu oli ulkoilmasta ja muista näytepisteistä poikkeavaa. Lisäksi huokoskaasussa havaittiin selvä tai voimakas kaatopaikkamainen tai liuotinmainen haju muissa paitsi pisteessä HK5 (taulukko 5). Myös pisteen HK6 huokoskaasussa havaittiin selvä haju. Kenttämittarilla mitatut rikkivetytuloisuudet vaihtelivat välillä 0–4,5 ppm.

Taulukko 5. Huokoskaasusta kenttämittarilla mitatut rikkivetytuloisuudet ja tehdyt hajuhavainnot Ikurin kaatopaikalla eri havaintopäivinä (asteikko - = ei hajua, + = haju havaittavissa, ++ = selvä haju, +++ = voimakas haju).

Huokoskaasu- putken nro	2.6.2005		7.6.2005	
	H ₂ S	Haju	H ₂ S	Haju
HK1	1	+++	1	+++
HK2	0	-	0	++
HK3	4,5	+++	3	+++
HK4	0	-	0	-
HK5	0	-	1	-
HK6	0	-	0	++
HK7	1	-	0	-
HK8	0	-	0	-
HK9	0	+	0	-
HK10	0	-	0	-
HK11	0	-	0	-
HK12	2	+++	0,5	+
HK13	0	-	0	-

Aktiivihiilikeräinnäytteissä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuudet vaihtelivat huomattavasti (taulukko 6). Suurimmat pitoisuudet olivat pisteessä HK3, jossa kokonaispitoisuus oli jopa yli kaksituhatta kertaa suurempi kuin muissa näytepisteissä (TVOC 779 mg/m³). Pienimmät pitoisuudet olivat näytepisteissä HK10 ja HK6 (TVOC 0,4 ja 0,3 mg/m³). Näytepisteen HK3 kohdalla jätepenkereen yläpuolisesta ilmasta kerätyssä näytteessä todettiin VOC-yhdisteitä suurempina pitoisuuksina kuin näytepisteiden HK6 ja HK10 huokoskaasussa. Kaikista näytteistä löytyi C9–C10-hiilivetyjä, joiden pitoisuus oli myös suurin kaikissa näytteissä. Näytteissä HK12 ja HK3 todettiin useampia komponentteja kuin muissa näytteissä. Kenttänollanäyte oli puhdas.



Kuva 10. Ikurin vanhan kaatopaikan huokoskaasuputkista mitatut kaasupitoisuudet kenttämittareilla näytepisteissä HK1–HK13 (ks. liite 2). Mittausajankohtien väliset erot johtuvat mm. näytepisteillä tehdystä ilkivallasta. (FID-mittari huomioi myös metaanin)

Taulukko 6. Huokoskaasuputkista kerättyjen ilmanäytteiden pääkomponentit sekä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuus (TVOC) Ikurin vanhalla kaatopaikalla v.2005. Määrittäysraja 0,001–0,01 mg/näyte yhdisteen mukaan.

Yhdiste mg/m ³	Näyte				
	HK10	HK12	HK6	HK3	ilma
C ₅ - C ₆ -hiilivedyt	0,1	9,6		64	
C ₉ - C ₁₀ -hiilivedyt	0,3	53	0,3	372	4,5
bentseeni		0,6		5,6	
etyylibentseeni		1,3		107	1,9
heksaani		0,6		6,1	
heptaani		1		17	
ksyleeni		1,2		163	3,4
metyyli sykloheksaani		0,9		15	
pentaanit		6,2		29	
tolueeni		2,2			
TVOC	0,4	77	0,3	779	9,8

5.1.2 Pinta- ja pohjavesien laatu

Esitutkimuksen pintavesinäytteiden perusominaisuuksissa ja alkuainepitoisuuksissa oli huomattavia eroja eri näytepisteiden välillä. Kaatopaikan läheltä (pisteet C, D ja E) kerättyissä näytteissä oli korkeampi alkaliteetti, sähkönjohtavuus, sameus, COD_{Cr} -luku sekä ammoniumtyppipitoisuus kuin kauempaa pisteistä A ja B kerättyissä näytteissä (taulukko 7, liite 2). Myös metallien ja muiden alkuaineiden pitoisuudet olivat korkeampia lähempänä kaatopaikkaa (esim. Ca, Fe, K, Mg, Na).

Taulukko 7. Ikurin vanhalla kaatopaikalta esitutkimuksessa (25.5.2005) kerättyjen vesinäytteiden perusominaisuuksia sekä alkuainepitoisuuksia. Pisteet A, B ja E otettiin pintavesitutkimuspisteiksi (OJA1–OJA3).

Määrittäys	Yksikkö	Piste A (OJA2)	Piste B (OJA3)	Piste C	Piste D	Piste E (OJA1)
Alkaliteetti	mmol/L	0,12	0,27	19	11	25
pH		6,3	6,6	7,3	7,5	6,8
Sähkönjoht. 25 C	mS/m	63,1	76,7	226	122	287
Sameus	NTU	4,6	5,1	340	60	340
COD(Mn)	mgO/l	20	33	54	33	81
COD(Cr)	mg/l	60	69	210	120	310
NH ₄ -N	µg/l	<20	290	44000	3900	64000
Ba	mg/l	0,01	0,02	0,44	0,09	1,3
Ca	mg/l	4,6	5,8	160	110	210
Cd	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Co	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cr	mg/l	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,03
Cu	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Fe	mg/l	1,2	1,4	26	7,8	62
K	mg/l	1,4	2	72	37	94
Mg	mg/l	1,5	2,1	65	39	89
Mn	mg/l	0,09	0,11	3,9	2,5	1,8
Na	mg/l	4,9	6,5	160	85	190
Ni	mg/l	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,02
Pb	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
S	mg/l	2,3	2,4	4,8	4,1	5,9
Si	mg/l	5,2	5,5	8,4	7,3	13
Zn	mg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,05

Kaatopaikan suotovesien purkupisteessä OJA1 ammoniumtyppi- ja kiintoainepitoisuus, kokonaiskovuus ja alkaliteetti ovat selvästi korkeampia verrattuna muihin näytepisteisiin (taulukko 8). Alkaliteetin ja kokonaiskovuuden osalta muiden näytepisteiden vedet ovat samantyyppisiä. Ammoniumtyppipitoisuudessa oli kymmenkertainen ero näytepisteiden OJA5 ja OJA3 välillä.

Taulukko 8. Pintavesien ominaisuuksia Ikurin kaatopaikan läheisyydessä sekä näytepisteiden virtaamat. Happipitoisuus mitattiin kenttämittarilla laboratoriossa. Ominaisuudet mitattu kokoomanäytteistä. (EM = ominaisuutta ei mitattu)

Määrittäminen	Yksikkö	Näytepiste				
		OJA1	OJA2	OJA3	OJA4	OJA5
Virtaama (27.6.2005)	l/s	EM	0,467	0,015	EM	EM
Virtaama (8.7.2005)	l/s	EM	EM	0,228	1,89	EM
Kiintoaine	mg/l	260	3,4	4,5	12	10
Alkaliteetti	mmol/l	28	0,33	0,74	0,86	0,36
Ammoniumtyppi	µg/l	77000	310	1100	850	93
Kokonaiskovuus	mmol/l	9,1	0,35	0,51	0,6	0,34
Happipitoisuus (T=20 C)	ppm	8	8	8	8	8

Laajempia kemiallisia analyysejä tehtiin pintavesinäytteestä OJA1, kaatopaikan sisäisestä vedestä (PVP) sekä kahdesta kaatopaikan ympäriltä kerätystä pohjavesinäytteestä (PVK-1 ja PVK-2). Kaatopaikan sisäinen vesi poikkesi selvästi muista näytteistä perusominaisuuksiltaan (taulukko 9). Pohjavesinäytteet erosivat lähinnä typpipitoisuudessa. Metalleja todettiin eniten sisäisessä vedessä ja pohjavedessä pisteessä PVK-1. Vähiten metalleja oli toisessa pohjavesinäytteessä (PVK-2). Metalleista runsaimpana havaittiin rauta ja magnesium (luokkaa mg/l) ja vähinten elohopeaa ja kadmiumia (0,1–1 µg/l).

Orgaanisia haitta-aineita todettiin vain jätepenkereen sisäisessä vedessä (PVP) ja suotoveden purkupisteessä (OJA1) (taulukko 10). Näytteessä PVK-2 ei havaittu liuottimia, mineraaliöljyjä, PCB- tai PAH-yhdisteitä (näytettä PVK-1 ei analysoitu). PCB-yhdisteitä havaittiin ainoastaan kaatopaikan sisäisessä vedessä. OJA1-näytteessä havaittiin PAH-yhdisteistä ainoastaan naftaleenia (2,2 µg/l). Sisäisen veden näytteessä PAH-yhdisteitä oli enemmän; suurimpina pitoisuuksina todettiin naftaleenia (8 µg/l), fenantreenia (3,6 µg/l), fluoreenia (1,9 µg/l) sekä fluoranteenia ja asenaftaenia (1,3 µg/l). Muita PAH-yhdisteitä jätepenkereen sisäisessä vedessä oli alle 1 µg/l.

Näytteissä OJA1 ja PVP oli ksyleeniyhdisteitä, etyyli- ja trimetyylibentseeniä muita liuotainaineita enemmän. Sisäisen veden pohjavesiputkesta vesipatsaan pinnasta otetussa näytteessä oli vähemmän liuotainaineita kuin vesipatsaan keskiosasta otetussa näytteessä. Mineraaliöljyä taas oli lähes neljä kertaa enemmän pinnasta otetussa näytteessä.

Taulukko 8. Fysikaalisia ja kemiallisia perusominaisuuksia sekä alkuainepitoisuuksia Ikurin vanhan kaatopaikan vesinäytteistä. EA = ei analysoitu. (OJA1 = pintavesi suotoveden purkupisteessä, PVP = jätetätön sisäinen vesi, PVK-1 ja PVK-2 = pohjavesi)

Määrittys	Yksikkö	OJA1	PVP	PVK-1	PVK-2
		10.6.2005	14.6.2005	14.6.2005	14.6.2005
Kiintoaine (GF/C)	mg/l	190	6560	5200	28
Sähkönjohtavuus (25C)	mS/m	314	840	127	104
pH	-	6,7	6,7	6,3	6,6
Alkaliteetti	mmol/l	5,7	56	11	7,2
COD (Mn)	mg/l O ₂	100	340	170	16
BOD ₇	mg/l	35	EA	EA	EA
Kloridi	mg/l	EA	1100	99	130
Kokonaistyyppi	µg/l	73000	340000	15000	1230
Ammoniumtyppi	µg/l	69000	32000	6800	140
Kokonaiskovuus	mmol/l	9,5	0,75	0,93	3,5
Orgaaninen kok. hiili	mg/l	110	EA	EA	27
Liukoinen org. kok.hiili	mg/l		880	73	EA
Kadmium (kokonais)	µg/l	<0,2	1,0	1,3	0,1
Lyijy (kok.)	µg/l	4,6	230	120	<1
Mangaani (kok.)	µg/l	2000	5100	10000	1100
Sinkki (kok.)	µg/l	98	690	1100	<5
Nikkeli (kok.)	µg/l	26	210	180	14
Rauta (kok.)	µg/l	120000	320000	300000	920
Kromi (kok.)	µg/l	45	450	340	9,6
Arseeni (kok.)	µg/l	11	80	150	2
Elohopea	µg/l	<0,1	0,13	EA	<0,1

Taulukko 9. Ikurin vanhan kaatopaikan vesinäytteissä havaitut orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet (OJA1 = suotoveden purkupiste, PVP = jätepenkereen sisäisen veden tarkkailupiste).

Määrittys	OJA1		PVP		Määrittys	OJA1		PVP	
	10.6.2005	14.6.2005	12.10.2005	12.10.2005		10.6.2005	14.6.2005	10.6.2005	14.6.2005
<u>Liuottimet (µg/l)</u>				<u>PAH-yhdisteet (µg/l)</u>					
vinyylkloridi	-	6	<0,5		antraseeni	-		0,6	
cis-1,2-dikloorieteeni	-	17	<1		asenaftteeni	-		1,3	
trikloorieteeni	-	1	<1		bentso(a)antraseeni	-		0,4	
tetrakloorieteeni	-	<1	<1		bentso(a)pyreeni	-		0,2	
bentseeni	26	30	19		bentso(b)fluoranteeni	-		0,2	
tolueeni	<1	150	140		bentso(k)fluoranteeni	-		-	
m+p -ksyleeni	120	5500	270		bentso(e)pyreeni	-		0,1	
o-ksyleeni	30	340	260		bentso(ghi)peryleeni	-		<0,1	
etyylibentseeni	13	1500	760		dibentso(a,h)antraseeni	-		<0,1	
propyylibentseeni	2	37	19		fenantreeni	-		3,6	
isopropylibentseeni	2	21	12		fluoranteeni	-		1,3	
n-butylibentseeni	-	4	3		fluoreeni	-		1,9	
sek-butylibentseeni	<1	4	1		indeno(1,2,3-c,d)pyreeni	-		<0,1	
p-isopropyylitolueeni	1	27	12		koroneeni	-		<0,1	
1,2,4-trimetyylibentseeni	780	370	160		kryseeni	-		0,4	
1,3,5-trimetyylibentseeni	150	95	46		naftaleeni	2,2		8*	
klooribentseeni	<1	-	-		peryleeni	-		<0,1	
1,3-diklooribentseeni	<1	-	-		pyreeni	-		0,9	
1,4-diklooribentseeni	<1	-	<1						
MTBE	<5	<5	-		Kokonais-PCB	ET		3	
TAME	<5	-	-						
Mineraaliöljyt	200	300	1100						

*Pitoisuus 12.10.2005 otetussa näytteessä, 14.6.2005 otetussa näytteessä ei todettu naftaleenia

5.1.3 Maa- ja jätteenäyte sekä jätteenkeräyksen rakenne

Kaikista maa- ja jätteenäytteistä määritettiin kenttäkäyttöisillä laitteilla öljy- ja metallipitoisuudet. Lisäksi koekuopista kerätyistä näytteistä määritettiin rakeisuus, humuspitoisuus ja vesipitoisuus (taulukko 11). Vesipitoisuus vaihteli 3–30 % välillä. Jätefraktioissa vesipitoisuus oli suurempi kuin maa-aineksessa. Humuspitoisuus vaihteli 2,6–7,9 % välillä. Kahdessa näytteessä humusta ei todettu ollenkaan. Jätettä löytyi pohjavesiputken asennuksen yhteydessä sekä kolmesta koekuopasta (KK2, KK3 ja KK4).

Taulukko 10. Maa- ja jätteenäytteiden ominaisuuksia Ikurin vanhalla kaatopaikalla v. 2005. Öljypitoisuus mitattu kenttämittarilla. Hajun voimakkuus arvioitu kentällä näytteenoton yhteydessä (näytepisteet liite 2).

Näytepiste	Syvyys m	Näytteen laatu	Vesi %	Humus %	Öljy ppm	Haju -/+ /++ /+++
Sedimentti 1		ojan pohja sedimentti			<50	-
Sedimentti 2		ojan pohja sedimentti			<50	-
PVP	1,0-2,0	sora/hiekka, seassa humusmaata			303	-
	3,0-4,0	osittain jätettä			729	++
	5,5-6,5	jäte			788	+++
	10,0-11,0	jäte			990	+++
	17,5-18,1	siltti (luonnonmaa), vähän jätettä			188	+++
PVK-1		ylijäämämaa?			261	++
PVK-2		siltti?			62	-
KK1	0,7	hiekkasora/moreeni	8,0	2,60	60	-
	2,2	hiekkasora	21,6	3,50	248	-
	3,2	hiekkasora/moreeni	22,4	5,00	151	-
	4,5	lieju/savi	27,0	4,40	<50	-
KK2	0,9	lieju/savi	29,5	4,10	<50	-
	2,3	lieju/siltti	25,7	4,60	60	-
	3,3	lieju/siltti	26,2	4,40	0	-
	4,1	lieju/siltti, seassa jätettä	30,6	3,80	<50	+
	5,5	sora/hiekka/moreeni, jätettä	21,1	6,40	371	+++
	6,5	sora/hiekka/moreeni, jätettä	20,9	7,90	4770	++
KK3	1,3	hiekkasora/moreeni	11,0	0,00	2010	++
	2,0	sora/hiekka/moreeni, jätettä	17,9	4,30	989	+++
KK4	1,1	sora/hiekka/moreeni	17,7	3,30	351	-
	2,2	lieju/siltti, seassa jätettä	28,7	3,50	116	+
	2,9	jäte	-	-	1735	+++
KK5	1,1	hiekkasora/moreeni	2,9	0,00	77	-
	2,6	hiekkasora/moreeni	9,3	2,90	173	-
	4,0	siltti/hiekka	16,0	2,60	<50	-
	4,5	hiekkasora/moreeni	8,1	3,00	76	-

Esitutkimuksessa kerätyissä sedimenttinäytteissä (S1 ja S2) ei todettu öljyä (< 50 ppm). Pohjavesiputken asennuksen yhteydessä otetuissa näytteissä suurimmat öljypitoisuudet (700–1000 ppm) olivat jätettä sisältävissä näytteissä (syvyudet 3–11 m). Koekuoppien näytteistä suurin öljypitoisuus oli pisteessä KK2 kuudessa metrissä havaitussa jätteessä (4770 ppm). Koekuopan

KK3 kohdalla oli korkea hiilivetyttöisyys (2010 ppm) jätteen yläpuolisessa kerroksessa eli öljyä todettiin myös jätepenkereen peittelyyn käytetyssä maa-aineksessa.

Kenttämittarilla kartoitettiin näytteiden metallipitoisuuksia (taulukot 12 ja 13). Osaa metalleista ei havaittu missään tutkituista näytteistä tai pitoisuus oli alle havaitsemisrajan (Ag, Br, Cd, Cr, Cu, Mo, Sb ja Se). Tietyt laitteen määrittämät metallipitoisuudet eivät olleet luotettavia (Ag, Ba, Mo, Rb, Sb, Se, Sr, Ti ja Zr, Jokinen 2005, suullinen tiedonanto). Kaikissa näytteissä oli runsaasti rautaa sekä bariumia. Jätenäytteissä oli joitakin metalleja runsaammin kuin maa-aineksessa, mm. koboltti, elohopea, lyijy ja sinkki.

Taulukko 11. Kenttämittarilla mitattuja metallipitoisuuksia Ikurin vanhan kaatopaikan sedimentti-, maa- ja jätenäytteistä v.2005. Jätettä sisältäneet kerrokset tummennettu. (- pitoisuus alle laitteen määrittämissä, näytepisteet liite 2).

Näyte	Syvyys	As mg/kg	Ba mg/kg	Fe g/kg	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
S1	ojan pohja	37	423	49	-	614	-	28	98
S2	ojan pohja	34	-	125	-	2073	33	-	90
PVP	1 - 2 m	-	852	21	-	422	-	-	54
	3 - 4 m	-	567	18	-	335	-	32	133
	5,5 - 6,5 m	-	703	20	-	413	-	18	177
	10 -11 m	-	714	19	-	430	-	21	172
	17,5 - 18 m	-	1195	31	31	539	-	22	97
PVK 1	1 - 2,5 m	-	803	20	-	354	-	-	47
PVK 2	1 - 3 m	-	991	21	-	450	-	-	52

Taulukko 12. Kenttämittarilla mitattuja metallipitoisuuksia Ikurin vanhan kaatopaikan koekuoppien näytteistä v.2005. Jätettä sisältäneet kerrokset tummennettu. (- pitoisuus alle määrittämissä)

Näyte- piste	Syvyys	As mg/kg	Ba mg/kg	Co mg/kg	Fe g/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg
KK1	0.7 m	-	788	-	16	312	-	-	53
	2.2 m	-	851	-	14	349	-	18	33
	3.2 m	-	656	-	22	392	-	-	46
	4.5 m	-	1168	-	29	850	-	-	74
KK2	0.95 m	-	1013	-	29	612	-	-	51
	2.25 m	-	1195	-	28	607	-	-	52
	3.3 m	-	682	-	28	735	18	-	75
	4.1 m	-	966	11	28	606	-	-	52
	5.5 m	45	828	15	48	1360	-	48	148
	6.5 m	-	1096	8	22	577	-	142	718
KK3	1.3 m	-	601	8	22	549	-	1470	93
	2.0 m	-	839	-	22	389	-	136	141
KK4	1.1 m	-	916	-	18	389	-	18	55
	2.2 m	-	933	8	25	487	-	-	55
	2.9 m	-	519	14	37	760	-	65	158
KK5	1.1 m	-	943	-	21	457	-	18	45
	2.6 m	-	807	-	28	530	-	-	63
	4.0 m	-	853	-	30	577	-	18	56
	4.5 m	24	607	-	34	839	-	-	77

Laajempiin kemiallisiin analyysihin valittiin yhteensä viisi näytettä kolmesta eri koekuopasta. Koekuopan KK2 näytteistä otettiin analyysihin jätekerroksesta kerätyt näytteet (5,5 ja 6,5 m), kuopasta KK3 pintamaanäyte sekä jätenäyte (1,3 ja 2,0 m) ja koekuopasta KK4 jätenäyte (2,9 m).

Näytteiden kuiva-ainepitoisuus oli n. 80 - 90 % ja orgaanisen aineen määrää kuvaava hehkutushäviö vaihteli 0,3–6,5 % välillä (taulukko 14). Näytteessä KK2 6,5m havaittiin korkeimmat BTEX-, öljyhiilivety-, PAH- ja metallipitoisuudet lähes kaikkien tutkittujen haitta-aineiden osalta. PCB-yhdisteistä todettiin korkeimmat pitoisuudet näytteessä KK4 2,9m (PCB₇ summa 0,296 mg/kg). Pienimmät haitta-ainepitoisuudet olivat näytteessä KK3 1,3 m.

Öljyhiilivedyistä runsaimpana todettiin kaikissa näytteissä fraktioita >C₂₃–C₄₀, jonka pitoisuus vaihteli 250–4100 mg/kg. BTEX-yhdisteistä m- ja p-ksyleenin pitoisuudet olivat suurimpia. Eri BTEX-yhdisteiden pitoisuuksissa oli suuri vaihtelu (<1 mg/kg – >400 mg/kg). Tutkituista seitsemästä eri PCB-yhdisteestä PCB 138 -pitoisuus oli kaikissa näytteissä suurin (0,001–0,094 mg/kg).

PAH-yhdisteistä todettiin mm. naftaleenia, fenantreenia, fluoranteenia ja pyreeniä muita tutkittuja yhdisteitä korkeampina pitoisuuksina. Pienin PAH-yhdisteiden yhteispitoisuus oli näytteessä KK3 2,0m (0,36 mg/kg) ja suurin näytteessä KK2 6,5m (11 mg/kg). Metalleista todettiin mm. arseenia, lyijyä, kromia ja sinkkiä muita suurempina pitoisuuksia. Elohopean ja kadmiumin pitoisuudet olivat pienimpiä. Näytteet olivat hyvin epähomogeenisia metallipitoisuuksien osalta ja yksittäisessä näytteessä metallipitoisuuksien vaihtelu oli suurta.

Koekuopanäytteiden rakeisuusmääritysten perusteella jätepenkereen pintaosa on paikoitellen hyvin vettä läpäiseviä maalajeja (hiekkaa, soraa tai moreenia). Jätetäytön arvioitiin sijoittuvan pääosin alueen kaakkois- ja länsipuolelle ilmakuviin, haastatteluiden ja koekuoppien perusteella (liite 3). Jätetäyttö on lähimpänä pintaa länsi- ja kaakkoisosassa. Alueen keskiosassa jätetäyttö on luultavasti syvemmällä. Nykyisen penkereen eteläosa on ylijäämämaita eli sen ei pitäisi sisältää jätettä.

Taulukko 13. Ikurin kaatopaikan maa- ja jätteenäytteiden haitta-ainepitoisuudet v.2005. MR = määrittäjäraja. (näytenpisteet liite 2, koekuopan numero ja näytteenotto-syvyys)

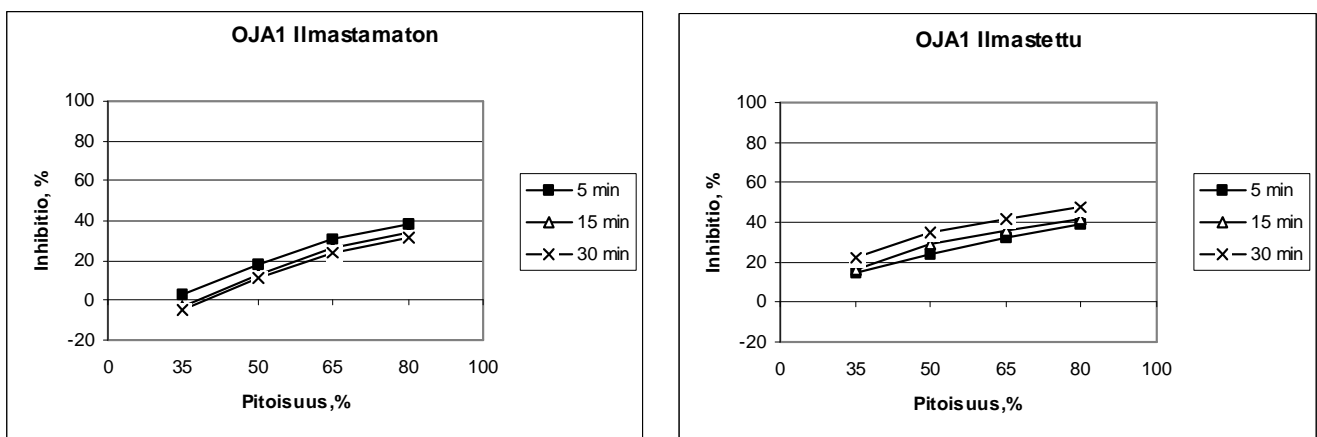
Tutkimus	MR	KK2 5,5 m	KK2 6,5 m	KK3 1,3 m	KK3 2,0 m	KK4 2,9 m
Kuiva-aine (%)		79.6	80.5	80.5	83.2	89.7
Hekkutushäviö (% ka)		5.7	6.5	1.5	3.0	1.2
Fraktio bentseeni - C10	<2,5	290	2500	5.0	11	280
Fraktio > C10 - C23	<5	300	1600	48	49	200
Fraktio >C23 - C40	<25	320	4100	250	250	470
Kokonaishiilivedyt		920	8200	300	310	950
<u>BTEX - yhdisteet</u>	0,01					
Bentseeni		7.7	3.8	0.29	0.25	7.2
Tolueneeni		25	62	0.07	0.13	1.6
Etylibentseeni		87	140	0.07	1.6	79
m- ja p-Ksyleeni		250	410	0.24	5.5	260
o-Ksyleeni		51	79	0.02	1.1	64
<u>PCB - yhdisteet</u>	0,001					
PCB 28		<0.001	0.005	<0.001	<0.001	<0.001
PCB 52		0.003	0.016	<0.001	<0.001	0.005
PCB 101		0.005	0.041	<0.001	<0.001	0.036
PCB 118		<0.001	0.01	<0.001	<0.001	0.01
PCB 153		0.004	0.049	<0.001	0.001	0.079
PCB 138		0.005	0.06	0.001	0.001	0.094
PCB 180		0.002	0.025	<0.001	<0.001	0.072
PCB (7) summa		0.019	0.206	0.001	0.002	0.296
<u>PAH - yhdisteet</u>	0,008					
Naftaleeni		3.3	3.2	0.067	0.050	0.081
Asenaftaleeni		0.071	0.12	0.016	<0.008	0.038
Asenaftteeni		0.055	0.34	<0.008	<0.008	<0.008
Fluoreeni		0.067	0.38	0.022	<0.008	0.054
Fenantreeni		0.47	1.2	0.11	0.043	0.31
Antraseeni		0.17	0.16	0.024	0.011	0.077
Fluoranteeni		0.78	0.96	0.12	0.051	0.56
Pyreeni		0.81	0.93	0.11	0.042	0.49
Bentso[a]antraseeni		0.36	0.65	0.062	0.022	0.30
Kryseeni/trifenylyli		0.43	0.92	0.070	0.038	0.29
Bentso[bjk]fluoranteenit		1.1	0.99	0.082	0.045	0.31
Bentso[a]pyreeni		0.38	0.40	0.044	0.016	0.13
Indeno[1,2,3-cd]pyreeni		0.47	0.54	0.044	0.022	0.14
Dibentso[ah]antraseeni		0.086	0.12	0.009	<0.008	0.033
Bentso[ghi]peryleeni		0.33	0.36	0.030	0.015	0.081
16 PAH summa		8.9	11	0.81	0.36	2.9
Arseeni, As		20	8.7	3.1	5.6	6.2
Elohopea, Hg		0.06	0.50	0.01	0.02	0.01
Kadmium, Cd		0.29	1.4	<0.1	0.22	0.50
Koboltti, Co		17	8.8	7.1	7.3	7.9
Kromi, Cr		34	46	23	30	38
Kupari, Cu		49	75	20	42	30
Nikkeli, Ni		22	23	11	17	18
Lyijy, Pb		36	150	560	370	280
Sinkki, Zn		130	1200	53	66	380

5.2 Pinta- ja pohjavesien toksisuus

5.2.1 Valobakteeri

Suotoveden purkupisteen (OJA1) kaikki osanäytteet aiheuttivat valobakteerin luminesenssille inhibition 40 % ja 80 % -laimennospitoisuuksilla. Pienemmät tutkitut pitoisuudet (10 ja 20 %) stimuloivat valontuotantoa. Ilmastettu OJA1-kokoomanäyte oli toksisempi verrattuna ilmastamattomaan näytteeseen (taulukko 15, kuva 11).

Ilmastettu näyte, jonka pH säädettiin, oli vielä jonkin verran toksinen, kuitenkin vähemmän kuin ilmastamaton ja pelkästään ilmastettu näyte. Näytteen OJA2-2 suurin tutkittu pitoisuus (80 %) aiheutti n. 35 % inhibition ja EC50-arvoksi saatiin ekstrapoloituna yli 100 %. Pisteiden OJA2 muut osanäytteet olivat kuitenkin stimuloivia.

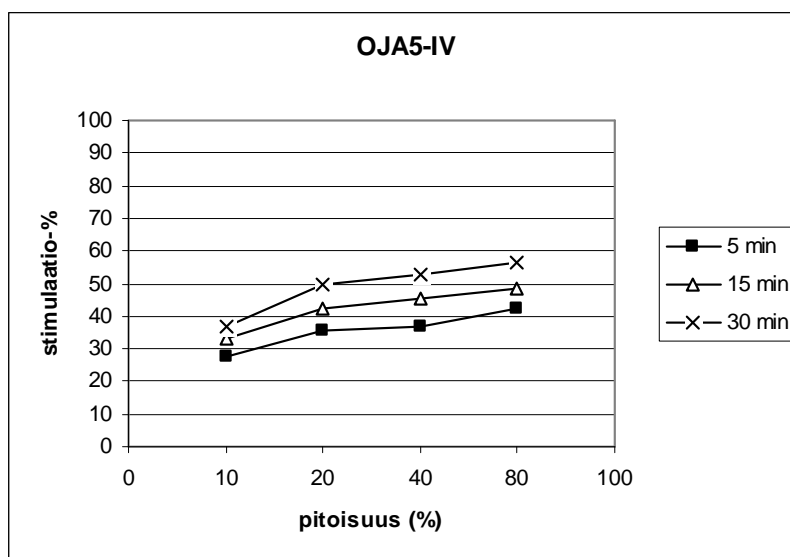


Kuva 11. Ikurin kaatopaikan suotovesien purkauspisteestä kesällä 2005 kerätyn vesinäytteen (OJA1 kokoomanäyte) eri laimennospitoisuuksien aiheuttama valontuoton inhibiitio valobakteerille eri mittausajankohtina altistuksen jälkeen. Ilmastettu näyte oli jonkin verran toksisempi kuin ilmastamaton näyte.

Taulukko 14. Ikurin kaatopaikan lähiympäristön v. 2005 pintavesinäytteiden toksisuus valobakteerille (näytepisteet liite 2). EC50- ja EC20-arvot esitetty eri mittausajankohdissa altistuksen jälkeen (5, 15 ja 30 min) näytteiden laimennospitoisuuksina (%).

Näyte	EC50			EC20		
	5 min	15 min	30 min	5 min	15 min	30 min
OJA2-2	>100	>100	>100	22	20	14
OJA1, ilmastamaton	79	93	94	59	60	62
OJA1, ilmastettu	96	87	82	45	39	31
OJA1, ilmastettu ja pH säädetty	-	99	>100	-	69	80

Näytepisteiden OJA3, OJA4 ja OJA5 kaikki osanäytteet stimuloivat bakteerien valontuotantoa (kuva 12). Stimulaatio lisääntyi testin aikana eli 30 min mittauksen kohdalla stimulaatio oli suurempi kuin 5 min kohdalla. Monien näytteiden kohdalla stimulaatio oli sitä voimakkaampaa, mitä suurempi pitoisuus oli eli stimulaatio voimistui pitoisuuden kasvaessa.



Kuva 12. Tyypillinen esimerkki Ikurin vanhan kaatopaikan ympäristöstä kesällä 2005 kerätyn pintavesinäytteen eri laimennospitoisuuksien aiheuttamasta stimulaatiosta valobakteerille eri mittausajankohtina altistuksen jälkeen. Huom. y-akselilla on stimulaatio kun yleensä tarkastellaan inhibitiota. (Näytepiste OJA5 sijaitsi läheisessä Myllypurossa).

5.2.2 Vesikirppu

Vesikirppukokeen esitestissä ainoastaan suotoveden purkupisteen vesi (OJA1) havaittiin toksiseksi ja pohjavesinäyte (PVK-2) osoitti lievää toksisuutta. Pohjavesinäyte ei kuitenkaan aiheuttanut liikuntakyvyttömyyttä millään tutkituista pitoisuuksista (40 %, 60 %, 80 % ja 90 %). Muiden näytepisteiden (OJA2–OJA5) vedet eivät aiheuttaneet liikuntakyvyttömyyttä vesikirpuille, joten niiden testaamista ei jatkettu esitestin jälkeen.

Näytepisteen OJA1 ilmastamattomalle kokoomanäytteelle saatiin EC50-24 h arvoksi n. 100 % ja EC50-48 h arvoksi 77 % (taulukko 16). Samoin kuin valobakteerille myös vesikirpulle ilmastettu näyte oli selvästi toksisempi; koeyksilöt menettivät liikuntakykynsä jo 45 % pitoisuudessa. Toksisuus kuitenkin poistui lähes kokonaan säätämällä pH neutraaliksi. Kaikkien näytteiden kohdalla liikkumattomien kirppujen määrä kasvoi kokeen aikana eli EC50-48 h arvot olivat matalampia kuin EC50-24 h arvot.

Taulukko 15. Ikurin vanhan kaatopaikan suotoveden (OJA1-kokoomanäyte) toksisuus vesikirpulle (*Daphnia magna*) v. 2005. EC50-arvot esitetty eri tavoin käsitellyiden näytteiden laimennospitoisuuksina 24 h ja 48 h altistusajan jälkeen. Kokeet 1. ja 2. suoritettu eri ajankohtina.

Koe	Näyte	Pitoisuus %	n	Liikkumattomat (%)		pH	EC50	
				24 h	48 h		24 h	48 h
1.	OJA1 ilmastamaton	30	13	0	8	8,6	99 %	77 %
		45	15	13	33	8,8		
		60	15	0	47	8,9		
		70	15	7	33	8,9		
		90	15	47	60	9,0		
	OJA1 ilmastettu	30	15	13	27	8,6	36 %	33 %
		45	15	100	100	8,8		
		60	15	100	100	-		
		70	15	100	100	-		
		90	15	100	100	9,1		
2.	OJA1 ilmastamaton	30	15	0	0	8,4	100 %	87 %
		45	15	0	0	8,4		
		60	15	7	13	8,4		
		75	15	13	40	8,4		
		90	15	33	47	8,4		
	OJA1 ilmastettu ja pH säädetty	7	15	0	0	8,0	> 100 %	> 100 %
		21	15	0	13	8,2		
		35	15	0	13	8,3		
		49	15	0	7	8,4		
		63	15	0	7	8,3		

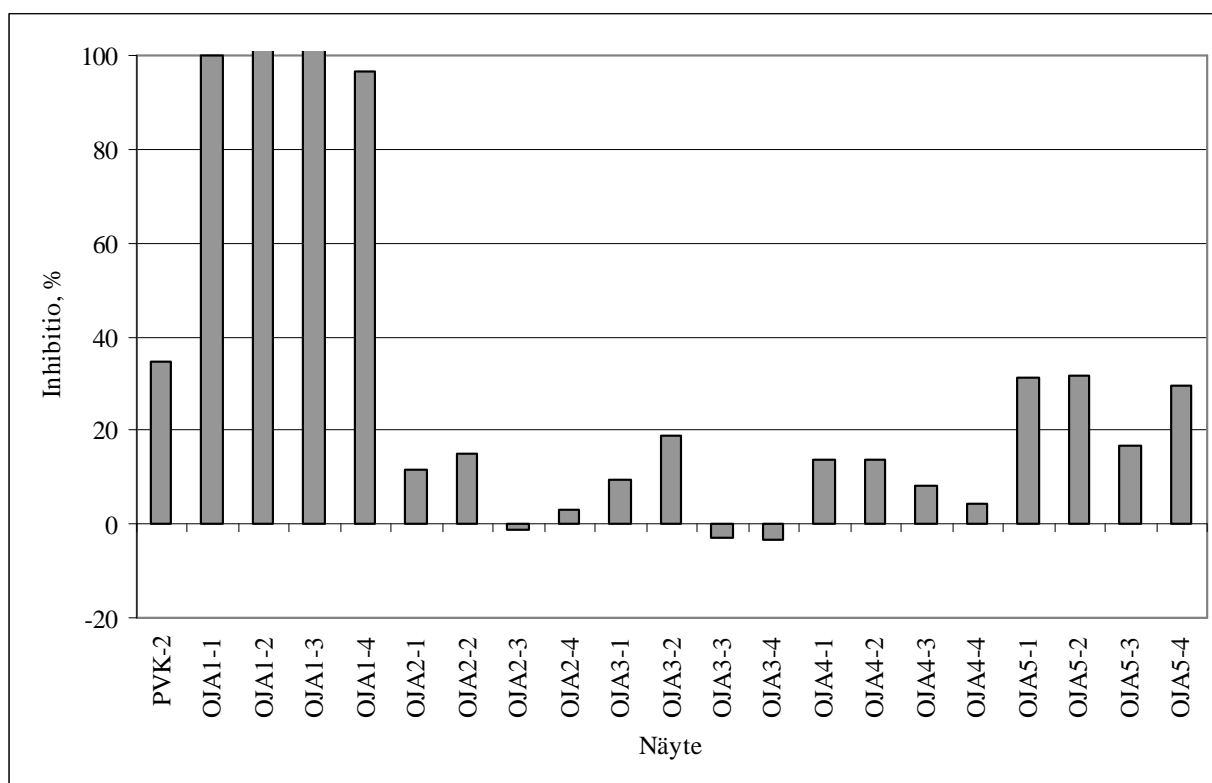
5.2.3 Viherlevä

Viherlevätoksisuuden esitestissä näytepisteiden OJA2, OJA3 ja OJA4 osanäytteet aiheuttivat leväkasvulle stimulaation tai alle 20 % inhibition (kuva 13). Näytepisteen OJA5 vesi aiheutti n. 30 % inhibition levän kasvulle verrattuna kontrolliin. OJA1-osanäytteet olivat selvästi toksisempia kuin muut aiheuttaen 100 % inhibition. Myös pohjavesikaivosta otettu näyte aiheutti yli 30 % inhibition.

Pohjavesinäytteen PVK-2 ja pintavesinäytteen OJA5 laimeimmat pitoisuudet stimuloivat leväkasvua, joten niille määritettiin MSC-arvot (taulukko 17). PVK-2 näytteen EC50-arvo oli yli 100 % (ekstrapoloituna) ja NOEC-arvo 80 %. OJA1-näytepisteen vesi oli toksista sellaisenaan sekä ilmastettuna. Ilmastettu ja pH-säädetty OJA1-näyte oli toksisin (EC50-pitoisuus 5 %).

Taulukko 16. Ikurin kaatopaikan vesinäytteiden toksisuus viherlevälle (näytepisteet liite 2). Suotovesi (OJA1) oli toksisinta, kun se ilmastettiin ja säädettiin pH-arvoltaan neutraaliksi. (MSC = most stimulating concentration, NOEC = no observed effective concentration)

Näyte	Tutkitut pitoisuudet (%)	MSC	EC50	NOEC
PVK-2	80, 70, 60, 50, 30	60 %	130 %	70 %
OJA5 kokooma	80, 70, 60, 50, 40	50 %	-	80 %
OJA1 ilmastamaton	80, 70, 55, 35, 10	-	21 %	10 %
OJA1 ilmastettu, pH säädetty	80, 70, 60, 50, 30	-	5,0 %	-



Kuva 13. Ikurin kaatopaikan pintavesinäytteiden OJA1–OJA5 ja pohjavesinäytteen PVK-2 aiheuttamat leväkasvun inhibitiot esitestissä (96 h). Näytteiden pitoisuus testissä n. 90 %. Pintavesinäytteitä kerätty neljänä eri päivänä kesäkuussa 2005 (osanäytteet 1–4).

6 Tulosten tarkastelu

Ympäristönäytteiden tutkimustulosten tarkastelussa on huomioitava näytteiden edustavuus, johon vaikuttaa mm. näytteenottotapa, näytteiden lukumäärä sekä kattavuus tutkittavalla alueella. Lisäksi näytteiden esikäsittely ja määritysmenettelmät vaikuttavat tuloksiin, mikä on huomioitava verrattaessa havaittuja pitoisuuksia muihin tutkimustuloksiin sekä vertailuarvoihin.

Ikurin vanhalla kaatopaikalla maa- ja jätenäytteet kerättiin pääosin koekuopista (suurin syvyys 6,5 m), joten jätepenkerettä ei pystytty tutkimaan koko 15 metrin syvyydeltä. Kuoppien avulla ei myöskään päästy jätetäytön alapuolisiin kerroksiin, mikä olisi ollut mahdollista esim. kairausmenetelmällä. Yksittäisistä kairauspisteistä olisi saatu tietoa kuitenkin vielä rajatummalta alueelta kuin koekuopista.

Laboratoriomäärityksissä maa- ja jätenäytteiden hiilivetyypitoisuus oli näytteissä noin kaksinkolminkertainen verrattuna kenttämittarin tuloksiin. Ainoastaan pisteen KK3 näytteissä kenttämittarilla saadut pitoisuudet olivat korkeampia. Ero saattaa johtua menetelmäeroista, väärästä kenttämittarin vastekertoimesta tai näytteen heterogeenisuudesta. Kenttäkäyttöisellä

alkuaineanalyysaattorilla ei havaittu missään laboratoriossa tutkituista koekuopan näytteissä kadmiumia, kromia tai kuparia. Laboratoriomäärityksissä näitä metalleja kuitenkin todettiin. Sen sijaan kobolttin, lyijyn ja sinkin kenttälaite- ja laboratoriomääritykset antoivat osittain samantasoisia tuloksia. Samoin kuin mineraaliöljyjen määrityksissä myös metallien kohdalla analyysimenetelmä ja näytteiden heterogeenisuus saattavat vaikuttaa oleellisesti tuloksiin.

Pohjavesinäytteet otettiin kaikki samasta syvyydestä eri määrityksiin. Vettä kuitenkin pumpattiin ennen näytteenottoa, joten vesi sekoittui. Tällöin eri määritysten näytteet olivat paremmin vertailukelpoisia keskenään. Näytteet olivat kertanäytteitä, ja luotettavamman tuloksen saamiseksi olisi hyvä tutkia näytteitä pidemmältä ajanjaksolta. Tämä voidaan toteuttaa kaatopaikan seurantaohjelmassa.

Pintavesinäytteitä kerättiin viikoittain kuukauden ajan, joten pintavesien osalta saatiin tietoa ominaisuuksien ajallisesta vaihtelusta. Näytteet tutkittiin kaikki samaan aikaan eli näytteet olivat eri-ikäisiä toksisuustestejä tehtäessä (1–5 vk). Näytteet kuitenkin säilytettiin kylmässä ja pimeässä, joten mikrobiologinen ja valon aiheuttama muuntuminen minimoitiin. Toksisuustestejä tehtiin kolmella eri eliöllä, joten saatiin kattavasti tietoa toksisuudesta eri eliöryhmille. Kaikki testit olivat lyhytaikaisia (akuuttitoksisuus, paitsi levätestissä useamman sukupolven käsittävä testi), eli pitkäaikaisia toksisuusvaikutuksia ei tutkittu. Referenssiainekokeiden mukaan testieliöiden herkkyys oli kaikissa kokeissa ennusteen mukainen toksisuuden tutkimiseen ja testit olivat muutoinkin standardinmukaisia.

Huokoskaasua tutkittiin aluksi kolmella eri kenttämittarilla. Huokoskaasuputket olivat n.2 m syviä, joten ne kuvasivat tilannetta vain jätepenkereen pintaosasta. Niissä kohdissa joissa huokoskaasussa ei havaittu metaania tai NM-VOC -yhdisteitä, voidaan arvioida jätetäytön olevan yli 2 m syvyydessä ja todeta, ettei pinnalle kulkeudu kaatopaikkakaasua. Ilkivallan vuoksi osa mittausten tuloksista oli epävarmoja (HK1, HK2, HK3, HK6 ja HK12). Lisäksi pisteen HK12 viereen asennettiin pohjavesikaivo, mikä saattoi vaikuttaa kaasupitoisuuksiin. Huokoskaasun kenttämittausten ja laboratoriomääritysten tuloksia ei voitu suoraan verrata menetelmien erilaisuuden (mm. näytteenottosyvyys ja -tilavuus, tulosten pitoisuusyksikkö) ja näytepisteiden ilkvallan vuoksi. Karkealla arviolla kuitenkin laboratoriomäärityksissä todettiin lähes viisinkertaisia VOC-pitoisuuksia verrattuna PID-kenttämittarin ilmoittamiin pitoisuuksiin.

6.1 Jätetäytön ominaisuudet ja penkereen rakenne

Ikurin kaatopaikan alapuolinen pohjamaa on pääosin huonosti vettä läpäisevää silttiä, joten suotovedet eivät todennäköisesti kulkeudu suoraan maaperään vaan purkautuvat penkereen reunoilta. Koekuoppapisteissä KK3 ja KK4 jätetäyttö alkoi heti hyvin vettä läpäisevän pintakerroksen jälkeen, joten näillä alueilla sadevedet voivat kulkeutua suoraan jätetäyttöön. Huokoinen aines myös päästää helposti läpi kaatopaikkakaasuja ja lisäksi jätetäyttöön pääsee happea, joka vaikuttaa hajotusprosesseihin. Pisteessä KK2 oli jätetäytön yläpuolella paksu kerros muualta tuotua savea (n. 3 m). Pohjois- ja kaakkoisosassa on runsaasti kasvillisuutta ja jätetäyttö on syvällä, joten sadevedet eivät todennäköisesti suotaudu jätteeseen asti. Keskiosassa on tällä hetkellä toimintaa (suuria maa-ainekasoja sekä raskaita ajoneuvoja), joten maan pinta on todennäköisesti tiivistynyt ja toisaalta maakasat myös estävät vesien kulkeutumista.

Biologisiin prosesseihin vaikuttava kosteuspitoisuus oli jätenäytteissä n. 20 – 30 %, joka oli samaa luokkaa kuin muissa suomalaisissa tutkimuksissa (Assmuth ym 1990). Hehkutushäviö oli myös samaa luokkaa, mitä on mitattu muilla suomalaisilla kaatopaikoilla eli orgaanisen aineksen määrä oli tyypillinen kaatopaikkajätteelle.

Metallien pitoisuudet olivat myös yleisesti ottaen tyypillisiä kaatopaikkajätteelle, esimerkiksi verrattuna Tampereen muihin kohteisiin ja ulkomaisiin tutkimuksiin (taulukko 18). Suurin osa pitoisuuksista sijoittui vaihteluvälin alimpiin pitoisuuksiin, paitsi arseeni ja lyijy. Lyijyn ja sinkin pitoisuudet ylittivät maaperän saastuneisuuden raja-arvon ja kolme muuta metallia ohjearvon (As, Hg, Cd). Vaikka jätteestä mitattuja metallipitoisuuksia ei voi suoraan arvioida maaperän pilaantuneisuutta kuvaavien tasojen avulla, kuvastavat ne pitoisuuksien tasoa. Metallipitoisuudet eivät siis olleet korkeita verrattuna yleisesti kaatopaikkajätteen pitoisuuksiin.

Toluenei-, etylibentseeni- ja ksyleeniyhdisteitä havaittiin Ikurin kaatopaikalla huomattavia määriä verrattuna muihin kaatopaikkatutkimuksiin. BTEX-yhdisteiden pitoisuudet ylittivät selvästi ja olivat paikoitellen moninkertaisia verrattuna maaperän saastuneisuuden pitoisuusrajoihin (Ympäristöministeriö 1994). PAH-yhdisteiden summapitoisuudet alittivat SAMASE-ohjearvot kaikissa näytteissä, joten ne eivät todennäköisiä ole haitallisia. PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat tyypillisiä kaatopaikkajätteelle (taulukko 18). Yhdessä näytteessä PCB-summa ylitti maaperän saastuneisuuden ohjearvon. Samoin öljyhiilivetyjen pitoisuudet olivat tyypillisiä jätenäytteelle ja maaperän raja-arvopitoisuudet ylittyivät osassa näytteistä.

Taulukko 17. Ikurin kaatopaikan jätteissä v. 2005 todettujen pitoisuuksien vaihtelu ja niiden vertailu muihin kaatopaikkatutkimuksiin sekä maaperän saastuneisuuden raja-arvoihin (SAMASE-arvot).

Haitta-aine mg/kg	Ikuri (KK2, KK3, KK4)	Tampereen muut vanhat kaatop.(1)	Ulkom. tutkimukset (2,3,4,5)	SAMASE- ohje/raja-arvo
<u>Metallit</u>				
As	3,2 - 20	2 - 14	0,3 -13,7	10/50
Hg	0,01 - 0,5	0,04 - 6,56	0,05 - 4,7	0,2/5
Cd	0,1 - 1,4	0,15 - 4,34	0,3 - 21,2	0,5/10
Co	7,1 - 17	8 - 36	1,8 - 430	50/200
Cr	23 - 46	22 - 806	3,2 - 331	100/400
Cu	20 - 75	5 - 946	3,3 - 738	100/400
Ni	11 - 23	12 - 77	1,6 - 369	60/200
Pb	36 - 560	5 - 919	2,0 - 403	60/300
Zn	53 - 1200	58 - 8515	22 - 7420	150/700
<u>BTEX</u>				
Bentseeni	0,25 - 7,7		0 - 3	0,5/25
Tolueeni	0,07 - 62		0 - 5,5	2/120
Etylibentseeni	0,07 - 140		0 - 0,1	5/50
Ksyleenit	0,26 - 489		0 - 2,9	0,5/25
PCB - summa (7)	0,001 - 0,296	0,04 - 0,183	1,8	0,05/0,5
PAH - summa (16)	0,36 - 11		0,1 - 1,05	20/200
Kokonaishiilivedyt	300 - 8200	48 - 760	340 - 58000	
bentseeni-C10	5,0 - 2500			100/500
C10-C23	48 - 1600			300/1000
C23-C40	250 - 4100			600/2000

1. Viitteet kpl 2.1 , 2. Gade ym. 1996, 3. Christensen, J. B. ym. 1996, 4. Das ym. 2002, 5. Jain ym.2005

Kuten edellä todettiin, jätenäytteiden tutkimisessa on ongelmana edustavuus, sillä näyte edustaa yleensä vain hyvin pientä tilavuutta jätetäytöstä. Lisäksi jätteen laatu usein vaihtelee huomattavasti eri kohdissa jätetäyttöä. Jätteen ominaisuuksia tutkimalla saadaan kuitenkin tietoa mahdollisista haitta-aineista. Tärkeimmäksi haitta-aineryhmäksi Ikurin kaatopaikalla osoittautuivat liuotinyhdisteet. Lisäksi metallit, PCB-yhdisteet ja öljyhiilivedyt aiheuttavat potentiaalisen ongelman. Jätteen yläpuoliset kerrokset vaikuttivat kenttämittareiden mukaan saastumattomilta paitsi pisteen KK3 kohdalla.

Perusominaisuuksien osalta Ikurin kaatopaikan sisäisen veden pitoisuudet olivat kaikki korkeampia kuin ulos suotautuneessa vedessä tai pohjavedessä. Kaatopaikan ympäristön ojavesiin nähden alkaliteetti oli yli kymmenkertainen, jopa satakertainen, mikä kuvastaa erilaisten ionien suurta pitoisuutta (hydroksidit, karbonaatit, silikaatit, fosfaatit, boraatit, arsenaatit ja aluminaatit). Kloridipitoisuus (1100 µg/l) oli tyypillinen jätepenkereen sisäiselle vedelle, mutta lähes nelinkertaisiakin arvoja on joskus mitattu (taulukko 19). Ikurin kaatopaikalla kokonaistyyppipitoisuus oli suuri verrattuna muihin kaatopaikkatutkimuksiin, mutta ammoniumtyypen osuus verrattain pieni (noin 10 %). Tulos poikkeaa tavanomaisesta, sillä usein

kokonaistypestä on suurin osa ammoniumtyyppä (Wakida ja Lerner 2005). Ikurin kaatopaikan näyte sisälsi runsaasti liuennutta orgaanista hiiltä, joka voi absorboida haitta-aineita.

Ikurin kaatopaikan vesinäytteistä määritettiin metallien kokonaispitoisuus eli myös kiintoainekseen sitoutuneet metallit. Jätetäytön sisäisen veden metallipitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin muissa tutkimuksissa havaitut pitoisuudet (taulukko 19). Arseenin, kromin ja raudan pitoisuudet olivat huomattavan suuria. Lyijyn pitoisuus oli monikymmenkertainen verrattuna moneen muuhun tutkimukseen, vaikka maksimiarvoina on havaittu vielä paljon suurempiakin pitoisuuksia.

Taulukko 18. Ikurin kaatopaikan sisäisessä vedessä (PVP) v. 2005 todettujen haitta-ainepitoisuuksien vertailu muihin kaatopaikkatutkimuksiin sekä kaatopaikan ympäristöstä taustapitoisuuteen pintavesinäytteessä (piste A). (RKTP = valtakunnallinen riskikaatopaikkatutkimus)

Määrittäminen	Yksikkö	Ikuri (PVP)	RKPT (1)	Ulkom. tutkimukset (2,3,4,5,6,7,8)	Tausta (piste A)
COD(Mn)	mgO/l	340	19 - 180		20
Kloridi	mg/l	1100	10 - 580	16 - 4195	
pH		6,7	5,6 - 7,4	6,2 - 8,9	6,3
Sähkönjoht. 25 C	mS/m	840		100 - 1800	63,1
DOC	mg/l	880		0,2 - 6165	
Kokonaistyyppi	mg/l	340		4 - 140	
NH ₄ -N	mg/l	32		2,7 - 150	<0,02 - 0,31
As (kok.)	µg/l	80		0,3 - 100	
Cd	µg/l	1,0	0,5 - 5,0	0,0125 - 34	<5
Cr	µg/l	450	4,9 - 39	1,6 - 500	<10
Hg	µg/l	0,13		0,005 - 11	
Fe	mg/l	320	35 - 120	0,8 - 77	1,2
Mn	mg/l	5,1		0,475 - 2,05	0,09
Ni	µg/l	210	8,4 - 37	4,4 - 400	<10
Pb	µg/l	230	4,9 - 800	0,15 - 550	<20
Zn	µg/l	690		10,9 - 7200	<20
Kokonais-PCB	µg/l	3	0,05 - 0,71		
Mineraaliöljyt	µg/l	300 - 1100		2100 - 10200	
<u>Liuottimet</u>					
vinyylidikloridi	µg/l	<0,5 - 6		0,175 - 12	
cis-1,2-dikloorieteeni	µg/l	<1 - 17	0,1 - 290	4,1 - 90	
trikloorieteeni	µg/l	<1 - 1		5,5 - 120	
bentseeni	µg/l	19 - 30		0,05 - 200	
tolueeni	µg/l	140 - 150	0,1 - 200	0,05 - 500	
ksyleenit	µg/l	530 - 5840		0,05 - 1600	
etyyliibentseeni	µg/l	760 - 1500	0,5 - 1400	0,05 - 66,1	
propyylibentseeni	µg/l	19 - 37		3,3 - 3,9	
isopropyylibentseeni	µg/l	19 - 21		3,7 - 92,9	
1,2,4-trimetyyliibentseeni	µg/l	160 - 370		9,1 - 15,4	
1,3,5-trimetyyliibentseeni	µg/l	46 - 95		4,3 - 5,5	

1. Assmuth ym. 1990, 2. Clement ym. 1997, 3. Looser ym. 1999, 4. Eggen ym. 2003, 5. Isidori ym. 2003, 6. Kylefors 2003, 7. Baun ym. 2004, 8. Ward ym. 2005

Jätetäytön sisäisen veden seitsemän PCB-yhdisteen summapitoisuus oli yli nelinkertainen verrattuna riskikaatopaikkatutkimuksessa todettuun maksimiarvoon (Assmuth ym. 1990). Ikurin kaatopaikan alue on siis potentiaalinen PCB-lähde samoin kuin todettiin maanäytteiden osalta. Myös PAH-yhdisteitä todettiin enemmän sisäisessä vedessä verrattuna pinta- ja pohjavesinäytteisiin. Ikurin sisäisen veden näytteessä kuuden PAH-yhdisteen summapitoisuudet olivat jopa 2–9-kertaisia verrattuna suomalaistutkimukseen, jossa määritettiin PAH-yhdisteitä 11 kaatopaikan suotovedestä (Marttinen ym. 2003).

Öljypitoisuus oli samantasoinen kuin ruotsalaisessa tutkimuksessa, mutta yleisesti öljyn määrä oli pitoisuuksien vaihteluvälin alapäässä. Samoin kuin jätenäytteissä myös jätetäytön sisäisessä vedessä todettiin suuria määriä liuotinyhdisteitä. Erityisesti ksyleenien ja eri alkyylibentseenien pitoisuudet olivat moninkertaisia verrattuna seitsemän ulkomaisen tutkimuksen tuloksiin (taulukko 19). Muita liuottimia oli alle määritysrajan (5 µg/l MTBE- ja TAME-yhdisteet ja 1 µg/l klooribentseenit). Kloorattuja eteeniyhdisteitä oli hyvin pieniä määriä verrattuna muihin tutkimuksiin.

6.2 Pohjaveden pilaantuminen

Pohjavesinäytteiden (PVK-1 ja PVK-2) sähkönjohtavuus oli samantasoinen kuin muissa tutkimuksissa on havaittu kauempana tutkimuskohteesta tai syvemmillä pohjavedessä kuin Ikurin kaatopaikalla (taulukko 20). Korkeampia sähkönjohtavuuslukuja on siis todettu samanlaisilla etäisyyksillä kuin Ikurin näytteet (noin 10 m etäisyys). Sama ilmiö huomattiin kloridin osalta; Ikurin kaatopaikan vastaavia arvoja on todettu muilla kaatopaikoilla kauempana jätetäytöstä tai syvemmillä pohjavedessä. Näytteen PVK-1 kemiallinen hapentarve (COD) oli korkea, mikä ilmaisee suurta orgaanisen aineen määrää. Ammoniumtypen ja orgaanisen kokonaishiilen määrät olivat tyypillisiä kaatopaikkaveden saastuttamalle pohjavedelle. Tosin ammoniumtyypelle on mitattu Tanskassa jopa satakertaisia pitoisuuksia kaatopaikan alapuolisesta pohjavedestä (Baun 2004).

Pohjavesikaivosta PVK-1 otetussa näytteessä oli huomattavia määriä metalleja verrattuna näytteeseen PVK-2. Muiden metallien paitsi kadmiumin pitoisuudet ylittivät talousveden raja-arvot (As, Cr, Pb, Mn, Ni ja Fe). Näytteen PVK-1 suuri kiintoainespitoisuus voi osaltaan vaikuttaa korkeaan metallipitoisuuteen, sillä näytteestä määritettiin kokonaispitoisuudet eli myös kiintoainekseen sitoutuneet metallit (Jensen ym. 1999). Myös ulkomaisiin pohjavesitutkimuksiin verrattuna näytteessä PVK-1 oli moninkertaisia pitoisuuksia kaikkia analysoituja metalleja. Näytteessä PVK-2 todettiin suuria pitoisuuksia mangaania ja rautaa verrattuna talousvesiarvoon sekä nikkeliä verrattuna taustapitoisuuteen. Metallit aiheuttavat siis pilaantuneen pohjaveden riskin.

Taulukko 19. Ikurin kaatopaikan vuoden 2005 pohjavesinäytteiden (PVK) ominaisuuksien vertailu muihin kaatopaikka-alueiden pohjavesitutkimuksiin, taustapitoisuuksiin sekä talousveden pitoisuusrajoihin (talousvesi: laatusuositukset ja **laatuvaatimukset**, RKPT = valtakunnallinen riskikaatopaikkatutkimus).

Määrittäminen	Yksikkö	Ikuri (PVK-1, PVK-2)	RKPT (1)	Ulkom. tutkim. (2 - 10)	Tausta (11)	Talousvesi (12)
Alkaliteetti	mmol/l	7,2 - 11				
COD (Mn)	mg/l O ₂	16 - 170			5,5	5,0
Kiintoaine (GF/C)	mg/l	28 - 5200				
Kloridi	mg/l	99 - 130		10 - 750	6,6 - 7,7	100
Kokonaiskovuus	mmol/l	0,93 - 3,5				
pH	-	6,3 - 6,6		6,1 - 7,3	6	6,5 - 9,5
Sähkönjohtavuus	mS/m	104 - 127		44 - 578	20	< 250
Kokonaistyyppi	mg/l	1,230 - 15		3,9 - 350		
Ammoniumtyppi	mg/l	0,140 - 6,8	6,4 - 67,5	3,9 - 340		0,40
Orgaaninen kok. hiili	mg/l	27		7,6 - 117		
Liukoinen org. kok.hiili	mg/l	73		4 - 232		
Arseeni (kok.)	µg/l	2 - 150	7,0 - 170	0,1 - 500		10
Elohopea	µg/l	<0,1		0,01 - 0,03		1
Kadmium (kokonais)	µg/l	0,1 - 1,3	0,63 - 3,0	0,1 - 0,6		5
Kromi (kok.)	µg/l	9,6 - 340	3,0 - 45	0,4 - 45		50
Lyijy (kok.)	µg/l	1 - 120	5,0 - 240	0,1 - 8	1 - 2	10
Mangaani (kok.)	mg/l	1,1 - 10		0,9 - 8,6	2,8 - 3,6	0,05 - 0,1
Nikkeli (kok.)	µg/l	14 - 180	11 - 48	1,8 - 80	2 - 3	20
Rauta (kok.)	mg/l	0,92 - 300	7,1 - 120	0,047 - 108	0,075	0,2 - 0,4
Sinkki (kok.)	µg/l	5 - 1100	80 - 290	2 - 300	60 - 70	

1. Assmuth ym. 1990, 2. Christensen, J. B. ym. 1996, 3. Jensen ym. 1999, 4. Looser ym. 1999, 5. Reitzel ja Ledin 2002, 6. Baun ym. 2003, 7. Eggen ym. 2003, 8. Öygård ym. 2004, 9. Keimowitz ym. 2005, 10. Wakida ja Lerner 2005, 11. Lahermo ym. 1990, 12. Sosiaali ja terveysministeriö 2001.

Näytteestä PVK-2 ei todettu mitään tutkituista orgaanisista haitta-aineista. Pohjavesinäytteen PVK-2 toksisuus tutkittiin valobakteerille, vesikirpulle ja viherlevälle. Vesikirpulle näyte ei ollut toksista ja valobakteerille se aiheutti voimakkaan stimulaation. Stimulaatio ei kuitenkaan sulje pois haittattomuutta, sillä valobakteeria stimuloivan pitoisuus voi olla jollekin muulle eliölle toksinen. Herkimmäksi havaitun viherlevätestin mukaan pohjavesinäytteessä oli toksisuutta aiheuttavia haitta-aineita. Pitoisuudet eivät kuitenkaan olleet ilmeisesti kovin suuria, sillä EC50-arvo oli yli 100 % -näytepitoisuus (ekstrapoloitu). Haittavaikutuksia havaittiin vasta yli 70 % -näytepitoisuudessa (NOEC-arvo oli 70 %).

Kaatopaikan suotovedet siis vaikuttavat pohjaveden laatuun ainakin metallien ja typpipäästöjen osalta. Vaikutukset eivät ole kuitenkaan isoja verrattuna muihin kaatopaikkatutkimuksiin. Ikurin näytteet oli myös kerätty hyvin läheltä kaatopaikkaa. Pilaantumisriski on kuitenkin olemassa ja tilanne voi muuttua kaatopaikan iän myötä. Lisäksi pohjaveteen kulkeutuu jatkuvasti pieniä määriä haitta-aineita, joilla voi olla kroonisena altistuksena epäsuotuisia vaikutuksia. Toksisuustesteissä tutkittiin vain akuuttitoksisuutta. Tutkimuskohteen ympäristössä on edelleen runsaasti teollisuutta,

joten kaatopaikan osuutta pohjaveden pilaantumiseen on vaikea osoittaa. Tulosten perusteella kaatopaikka on kuitenkin yksi pohjaveden pilaajista muiden saastuttajien ohella.

6.3 Vaikutukset pintavesiin

Ikurin vanhan kaatopaikan vaikutus pintavesiin ilmenee sekä esitutkimusnäytteistä että ojaston muista näytteistä. Esimerkiksi ammoniumtypen, alkaliteetin ja kokonaiskovuuden arvot ovat suurempia kaatopaikan läheisyydessä ja pienenevät vesien laimentuessa ja sekoituessa taustavirtaamien vesiin. Esitutkimusnäytteistä voidaan tarkastella esim. kalsiumin ja natriumin pitoisuuksien vaihtelua. Ne ovat ns. konservatiivisia aineita eli niiden pitoisuuksiin vaikuttaa vain laimeneminen eikä muut prosessit, joten niitä voidaan käyttää indikaattoreina kaatopaikkavesien kulkeutumisreittien selvittämiseksi. Lähellä kaatopaikkaa (0–20m) näiden aineiden pitoisuudet olivat monikymmenkertaisia verrattuna etäisempiin näytepisteisiin (30–50 m)

Suotoveden perusominaisuuksista pilaantumista (luonnonvesistä poikkeava) indikoivat korkea sähkönjohtavuus (n. 300 mS/s), COD-luku ja orgaanisen hiilen kokonaismäärä (taulukko 21). Lisäksi vedessä todettiin runsaasti typpeä, joka oli pääosin ammoniumtyppenä. Myös määritetyt metallipitoisuudet olivat tyypillisiä kaatopaikkavesille. Vuoden 1987 näytteisiin verrattuna metallipitoisuudet olivat hieman pienempiä paitsi arseenin osalta. Raudan pitoisuus oli huomattava verrattuna taustapitoisuuteen ja muihin kaatopaikkatutkimuksiin. Vesikirpun (*Daphnia magna*) akuutti-toksisuuden LC50-arvoon verrattuna raudan pitoisuus oli moninkertainen ja sinkin pitoisuus oli lähellä toksisuusarvoa (Nikunen ym 2000). On otettava kuitenkin huomioon että vesi laimenee purkupisteestä ja myös runsas kiintoaineen määrä saattoi vaikuttaa tuloksiin.

Orgaanisista haitta-aineista todettiin Ikurin kaatopaikan suotovedessä samoja komponentteja kuin sisäisessä vedessä, mutta kertaluokkaa pienempinä pitoisuuksina (paitsi trimetyylibentseenit). Mineraaliöljyjen pitoisuus oli samaa luokkaa kuin Tampereen Hervannan kaatopaikalla ja ruotsalaisessa tutkimuksessa (Öman 2001). Huomattavina pitoisuuksina todettiin bentseeni- ja ksyleeniyhdisteitä sekä naftaleenia muihin vertailukohteisiin nähden (taulukko 21). Tosin vieläkin suurempia naftaleenipitoisuuksia on mitattu suomalaistutkimuksessa (Martinen ym. 2003). Akuutteihin letaalitoksisuuspitoisuuksiin verrattuna määrät olivat pieniä. Vanhoihin määritystuloksiin (v.1987) verrattuna mineraaliöljyä ja naftaleenia oli enemmän, mutta liuotinyhdisteitä vähemmän (paitsi bentseeni).

Taulukko 20. Ikurin vanhan kaatopaikan v. 2005 suotoveden (OJA1) ominaisuuksien vertailu muihin kaatopaikkatutkimuksiin, vesikirpun akuuttitoksiin pitoisuuksiin (LC50) sekä lähiympäristön taustapitoisuuksiin (piste A, liite 2). (RKPT = valtakunnallinen riskikaatopaikkatutkimus, LC = lethal concentration)

Määrittely	Yksikkö	Ikuri		Tausta (piste A)	Tre muut vanhat kp.(2)	Muut (3,4,5,6,7)	LC50 (D. magna) (8)
		2005	1987 (1)				
Alkaliteetti	mmol/L	5,7 - 28		0,12 - 0,33			
BOD7	mg/l	35	97		14 - 18		
COD(Mn)	mgO/l	81 - 100		20			
COD(Cr)	mgO/l	310	530	60	50 - 200		
Kiintoaine	mg/l	190 - 260		3,4			
Kok.kovuus	mmol/l	9,1 - 9,5	10,9	9,1	0,8 - 8,4		
pH		6,7 - 6,8	6,8	6,3	6,7 - 7,7	6,6 - 8,7	
Sähkönjoht.	mS/m	287 - 314	431	63,1	41,5 - 354	230 - 8210	
TOC	mg/l	110				49 - 150	
Kok.typpi	mg/l	73				54 - 200	
NH4-N	mg/l	64 - 77	79	<0,02 - 0,31	6,1 - 102	27 - 1350	
As (kok.)	µg/l	11	6,5		<6 - <20		520 - 7400
Cd	µg/l	<0,2	1,8	<5	<1 - <20		0,17 - 65
Cr	µg/l	30 - 45	65	<10	2 - <5	0,9 - 6,6	330 - 2000
Fe	mg/l	62 - 120	88,5	1,2	1,4 - 45	0,3 - 65	5,2 - 9,6
Hg	µg/l	<0,1					5 - 20
Mn	mg/l	1,8 - 2,0	6,55	0,09	0,1 - 2,0	0,38	5,2 - 9,8
Ni	µg/l	20 - 26		<10			95 - 7500
Pb	µg/l	4,6	10	<20	<6 - <125		100 - 450
Zn	µg/l	50 - 98	210	<20	30 - 280	100 - 2500	100 - 280
Mineraaliöljyt	µg/l	200	130		170	150	
Bentseeni	µg/l	26	0,003			0,2 - 3,3	18000 - 430000
Tolueeni	µg/l	<1	97		0,5 - 2,5	0,2	19600
Ksyleenit	µg/l	150	1220		0,2 - 21	0,2 - 3,9	3000 - 100000
Etylibentseeni	µg/l	13	511		0,1 - 20	0,2 - 2,4	75000
Propyylibents.	µg/l	2				0,2 - 2,8	
1,2,4-TMB	µg/l	780				0,2 - 17	
Naftaleeni	µg/l	2,2	0,003			0,05 - 2,70	8600

1. Assmuth ym. 1990, 2. Viitteet kpl 2.1, 3. Clement ym. 1997, 4. Öman 2001, 5. Marttinen ym. 2003, 6. Frascari ym. 2004, 7. Wakida ja Lerner 2005, 8. Nikunen ym. 2000.

Haitta-vaikutusten laajuuden selvittämiseksi olisi hyvä tutkia Vihnusjärveen asti kulkeutuvia pitoisuuksia tilannetta. Suotovesien purkupisteessä talousveden laatuvaatimukset ylittyivät nikkelin, arseenin, bentseenin ja PAH-yhdisteiden (naftaleeni) osalta ja laatusuositukset ammoniumtypen, raudan ja mangaanin osalta. Suotovedessä ei todettu vinyylidikloridia ja bentso(a)pyreenia, vaikka jätepenkereen sisäisessä vedessä näiden yhdisteiden talousvesiarvot ylittyivät.

Biotestit antoivat yhdenmukaisia tuloksia pintavesien toksisuudesta (taulukko 22). Näytepisteen OJA1 vesi oli toksista kaikille testieliöille koko näytteenottojakson ajan. Valobakteeritestin mukaan myös OJA2-näytepisteen toinen osanäyte oli toksinen. Levätesti oli kaikkein herkin; OJA1 näytteiden lisäksi PVK-2 ja OJA5 näytteet aiheuttivat leväkasvun inhibitiota. Muutoin näytteillä ei

ollut haittavaikutusta tai ne aiheuttivat stimulaation tutkituille eliöille (stimulaatio ei kuitenkaan poissulje haittattomuutta).

Taulukko 21. Ikurin kaatopaikan pintavesinäytteiden v. 2005 EC50-arvot näytteiden laimennospitoisuuksina. (OJA1: A = käsittelemätön näyte, B = ilmastettu näyte pH n.9, C = ilmastettu näyte pH säädetty arvoon 7, - = ei testattu, S = stimuloiva, E = ei havaittu toksisuutta)

Testilaji (kesto)	OJA1			OJA2	OJA3	OJA4	OJA5
	A	B	C				
Valobakteeri (15 min)	93 %	87 %	99 %	>100%	S	S	S
Vesikirppu (48h)	82 %	33 %	>100%	E	E	E	E
Viherlevä (72 h)	21 %	-	5 %	>100%	>100%	>100%	>100%

Ikurin vanhalta kaatopaikalta siis leviää suotoveden mukana haitallisia aineita ympäristöön, mutta ne näyttävät laimenevan tutkitulla reitillä nopeasti haitattomiin pitoisuuksiin ainakin akuuttitoksisuuden kannalta. Näytteen OJA1 toksisuus muuttui ilmastuksessa sekä pH:n mukaan, joten suotoveden toksisuus voi vaihdella erilaisissa olosuhteissa. Suotovesi on todettu toksiseksi jo 1980-luvun lopulla ja on toksista edelleen. Todennäköisesti kaatopaikalta vuotaa jatkuvasti haitta-aineita ympäristöön ja päästöt ovat pitkäaikaisia.

6.4 Huokoskaasun ominaisuudet

Ikurin kaatopaikan huokoskaasussa metaanin ja hiilidioksidin pitoisuudet vaihtelivat välillä 0–30 %, mikä on tyypillistä vanhoille kaatopaikoille (Assmuth ym. 1990, taulukko 23). Riippuen kaatopaikan iästä metaanin pitoisuus voi olla jopa 70 % ja hiilidioksidin 60 % (toiminnassa oleva kaatopaikka, El-Fadel 1997, Shin ym. 2002). Havaitut rikkivetypitoisuudet (0–5 ppm) olivat tyypillisiä kaatopaikoille, mutta sijoittuivat vaihteluvälin alimpiin pitoisuuksiin. Monikymmenkertaisia pitoisuuksia on mitattu esimerkiksi Koreassa (yli 400 ppm, Shin ym. 2002).

Suurimpia metaani ja NMVOC-pitoisuuksia todettiin pisteen PVK-1 vieressä sekä jätepenkereen länsiosassa, missä jätetäyttö oli lähellä pintaa. Tutkimuspisteiden (HK3 ja KK3) kohdalla pintamaa oli soraa ja VOC-yhdisteitä todettiin kulkeutuvan myös ympäröivään ilmaan. Muiden pisteiden kohdalla jätetäyttö oli syvemmällä (tai jätettä ei tavattu) ja välissä oli savikerroksia, mikä todennäköisesti esti kaasujen kulkeutumisen pintaan.

Pitoisuudet olivat pieniä verrattuna esim. työilman pitoisuusrajoihin ja samantasoisia verrattuna muihin suomalaisiin kaatopaikkatutkimuksiin (Assmuth ym. 1990, STM 2005). Ainoastaan pisteessä HK3 etyylibentseenin ja ksyleenin pitoisuudet ylittivät työympäristön HTP-arvot (24 h altistus aika). Haitta-aineita kulkeutui myös peitekerroksen läpi maanpinnan yläpuolelle, mutta pitoisuudet laimenevat nopeasti ympäröivässä ilmassa. Vertaamalla näytepisteen HK3 ja

ympäröivän ilman pitoisuuksia laimennuskerroin oli noin 50–80 (huokoskaasun pitoisuus jaettuna ilmasta mitatulla pitoisuudella). Metaanipitoisuudet aiheuttivat osassa tutkimuspisteistä syttymisvaaran sellaisenaan (HK2 ja HK5) ja osassa sekoittuessaan sopivassa suhteessa ilman kanssa (HK1, HK3, HK12) (Christensen, T.H. ym. 1996). Yhteenvedona kaasukomponenttien pitoisuudet olivat tyypillisiä kaatopaikan huokoskaasulle ja pääosin vaihteluvälin alimmassa osassa.

Taulukko 22. Ikurin kaatopaikalla huokoskaasusta mitattujen VOC-yhdisteiden pitoisuuksia ja vertailu muihin kaatopaikkakaasun tutkimuksiin sekä raja-arvoihin. (RKTP = valtakunnallinen riskikaatopaikkatutkimus, HTP = haitalliseksi tunnettu pitoisuus)

Yhdiste	Yksikkö	Ikuri	RKTP (1)	Muut tutkim. (2,3,4,5,6)	HTP (24 h) (5,7)
CH ₄	% (v/v)	0 - 30	30 - 60	37 - 70	5,3 - 14*
CO ₂	% (v/v)	0 - 35	10 - 50	30 - 60	
H ₂ S	ppm	0 - 4,5	0 - 100	1 - 428	5
bentseeni (karsinogeeni)	mg/m ³	0,6 - 5,6	0,05 - 65	0,03 - 36	-
etylibentseeni	mg/m ³	1,3 - 107	0,1 - 98	0,01 - 236	73
heksaani	mg/m ³	0,6 - 6,1		0,02 - 76	600
heptaani	mg/m ³	1 - 17		1,2 - 47	400
ksyleeni	mg/m ³	1,2 - 163	0,1 - 200	0,04 - 440	73
metyylisykloheksaani	mg/m ³	0,9 - 15		11 - 45	533
pentaanit	mg/m ³	6,2 - 29		9 - 613	500
tolueeni	mg/m ³	2,2	0,2 - 183	0,02 - 615	63

1. Assmuth ym. 1990, 2. Pelkonen (toim) 1992, 3. Allen ym. 1996, 4. Christensen ym. 1996, 5. Allen ym. 1997, 6. Shin ym. 2002, 7. Sosiaali ja terveysministeriö 2005 (*Pitoisuus, jossa kaasu voi muodostaa syttyvän seoksen happipitoisuuden ollessa 12-20 %).

7 Johtopäätökset

Kesän 2005 tutkimustulosten perusteella Ikurin vanha kaatopaikka on potentiaalinen ympäristön saastuttaja. Kaatopaikan jätteessä ja sisäisessä vedessä haitta-ainepitoisuudet olivat ympäristölle haitallisella tasolla. Suotoveden purkupisteessä vesi oli toksista kaikille tutkituille testieliöille. Toksisuustestien perusteella suotoveden pitoisuudet laskivat kauempana ojissa akuuttitoksisuuden kannalta haitattomalle tasolle. Myös pohjavedessä kaatopaikan välittömässä läheisyydessä todettiin raskasmetalleja haitallisina pitoisuuksina, mutta ei mitään tutkituista orgaanisista haitta-aineista.

Pahimpina haitta-aineina todettiin erilaiset liuotinaineet sekä jäte-, vesi- että huokoskaasunäytteissä. Lisäksi raskasmetallien ja öljyhiilivetyjen pitoisuudet olivat koholla jäte- ja vesinäytteissä. Orgaanisista haitta-aineista PAH- ja PCB-pitoisuudet ylittivät paikoitellen haitallisuuden raja-arvot. Vaikka monien yksittäisten haitta-aineiden pitoisuudet olivat pieniä, merkittäviä yhteisvaikutuksia voi syntyä. Usean eri haitta-aineen sekoituksen aiheuttamaa riskiä on vaikeampi arvioida kuin yksittäisten aineiden. Lisäksi päästöt ovat todennäköisesti pitkäaikaisia, joten haittavaikutukset voivat ilmetä vasta kroonisina. Päästöjen jatkuvuutta tukee myös 1970–1990-luvuilla tehdyt

tutkimukset, joissa on kemiallisten analyysien ja toksisuustestien perusteella todettu haitta-aineiden leviävän kaatopaikan ympäristöön.

Vesistön seurannassa olisi hyvä tarkkailla haitta-ainepitoisuuksia sekä pohja- että pintavesinäytteistä. Pohjavesipisteessä PVK-2 ei todettu tutkittuja orgaanisia haitta-aineita raja-arvoja ylittävinä pitoisuuksina, joten muutokset pitoisuuksissa ilmentävät myös päästöihin vaikuttavien olosuhteiden muutoksia. Pisteestä PVK-1 ei pystytty tässä tutkimuksessa määrittämään orgaanisia haitta-aineita, joten ne olisi hyvä tutkia kun pohjavesikaivossa on saatavilla tarpeeksi vettä. Pohjavesinäytteistä voisi tutkia perusominaisuuksista ainakin kloridin ja ammoniumtypen, jotka ilmentävät yleisesti kaatopaikan aiheuttaman pilaantumisen tasoa. Haitta-aineista tulisi määrittää raskasmetallit sekä liuotinyhdisteet, joita todettiin huomattavina pitoisuuksina jätteessä, huokoskaasussa ja vesissä.

Pintaveden laatua on oleellista tutkia suotoveden purkupisteessä OJA1 ja Myllypuron haarassa OJA4. Pisteessä OJA1 haitta-aineita on todennäköisesti ympäristölle haitallisina pitoisuuksina ja tästä pisteestä voidaan tunnistaa kaatopaikalta ulos suotautuvat haitta-aineet. Pisteessä OJA4 vesinäytteen avulla saadaan tietoa Myllypuroon asti kulkeutuvien haitta-aineiden pitoisuuksista. Pintavesinäytteistä olisi hyvä tutkia raskasmetallit, PAH-yhdisteet ja liuotinaineet (BTEX-yhdisteet). Lisäksi vesinäytteistä voisi tarkistaa muoveissa ja maaleissa yleisesti käytetyt ftalaattiyhdisteet, joiden haitallisuudesta on saatu lisää tietoa viimeaikaisissa tutkimuksissa.

Pohjavesitarkkailua tulisi suorittaa perusmääritysten osalta säännöllisesti (1–2 krt/vuosi), samoin kun pintaveden osalta on jo olemassa seuranta. Haitta-aineiden pitoisuudet (raskasmetallit ja orgaaniset haitta-aineet) voidaan määrittää aluksi esim. 1–2 vuoden välein, ja tulosten perusteella analyysien määrää voidaan tihentää tai harventaa tarpeen mukaan. Terveyshaittojen kannalta on oleellista, mitä haitta-aineita kulkeutuu Vihnusjärveen asti. Vihnusjärven tilannetta voisi tutkia sumputuskokeilla käyttäen testieliöinä kaloja ja järvisimpukoita, sillä dioksiiniyppinen riski on olemassa. Näytekeräimien avulla voitaisiin arvioida Ikurin kaatopaikan suunnasta tulevaa haitta-ainepäästöä.

Viitteet

- Allen, M. R., Braithwaite, A. ja Hills, C. C. 1996: Analysis of the trace volatile organic compounds in landfill gas using automated thermal desorption gas chromatography-mass spectrometry. – *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 62: 43-52.
- Allen, M. R., Braithwaite, A. ja Hills, C. C. 1997: Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. – *Environmental Science & Technology* 31(4): 1054-1061.
- Anonyymi 1975: Kaupungin kaatopaikat. – Muistio, Ympäristövalvonta, Tampereen kaupunki.
- Anonyymi 1983: Kaatopaikkarekisteri. – Lomake, Ympäristövalvonta, Tampereen kaupunki.
- Anonyymi 1986: Ikurin entisen kaatopaikan valumaveden näyte. – Tutkimustuloksia, Ympäristövalvonta, Tampereen kaupunki.
- Anonyymi 1987: RKP-tutkimuksen tuloksia vesinäytteistä, Tampereen Hervannan kaatopaikka. – Ympäristövalvonta, Ympäristövirasto, Tampereen kaupunki.
- Assmuth, T., Poutanen, H., Strandberg, T., Melanen, M., Penttilä, S. ja Kalevi, K 1990: Kaatopaikkojen ongelmajätteen ympäristövaikutukset, Riskikaatopaikkatutkimuksen pääraportti. – Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja – sarja A 67. – 214 s., Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Assmuth, T. 1991: Kaatopaikkojen ja saastuneiden maa-alueiden terveyst- ja ympäristöriskit ja riskienhallinnan rationaaliset perusteet. – *Kemia-Kemi* 18(10): 792-798.
- Baun, A., Reitzel, L. A., Ledin, A., Christensen, T. H. ja Bjerg, P. L. 2003: Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). – *Journal of Contaminant Hydrology* 65: 269-291.
- Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L.A., Bjerg, P. L. ja Christensen T. H. 2004: Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills – chemical analysis and toxicity tests. – *Water Research* 38(18): 3845-3858.
- Bozkurt, S., Moreno, L. ja Neretnieks, I. 1999: Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. – *The Science of the Total Environment* 228(2-3): 135-152.
- Bäck, T. 2005: Raholan vanha kaatopaikka, Tohlopinpelto, Tampere. – Tutkimusraportti, projekti no: 04-3867, Golder Associates Oy.
- Calow 1998: *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*. - Oxford, UK, Blackwell Science.
- Castillo, M. ja Barcelo, D. 2001: Characterisation of organic pollutants in textile wastewaters and landfill leachate by using toxicity-based fractionation methods followed by liquid and gas chromatography coupled to mass spectrometric detection. – *Analytica Chimica Acta* 426: 253-264.
- Clement, B., Persoone, G., Janssen, C. ja Le Du-Delepierre, A. 1996: Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates, 1. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests. – *Chemosphere* 33(11): 2303-2320.

- Clement, B., Persoone, G., Janssen, C. ja Le Du-Delepiepierre, A. 1997: Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates, 2. Comparison of physico-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests. – *Chemosphere* 35(11): 2783-2796.
- Christensen, J. B., Jensen, D. L. ja Christensen, T. H. 1996: Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. – *Water Research* 30(12): 3037-3049.
- Christensen, T. H., Cossu, R. ja Stegmann, R. 1996: Landfilling of waste: Biogas. –840 s., E&FN SPON, Lontoo.
- Christensen T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. ja Heron, G. 2001: Biogeochemistry of landfill leachate plumes. – *Applied Geochemistry* 16(7-8): 659-718.
- Das, K. C., Smith, D. K., M. C., Gattie ja Hale Boothe, D. D. 2002: Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process. – *Advances in Environmental Research* 6: 401-409.
- DNR 2005: An operator's handbook for safe drinking water. –Wisconsin Department of Natural Resources. –saatavilla <http://www.dnr.state.wi.us/org/water/dwg/Forms/Operator.pdf> (luettu 12.12.2005).
- Eggen, T., Snilsberg, P ja Möder, M. 2003: Organic compounds in municipal landfill leachates, Pharmaceuticals and musk compounds – an environmental problem? Jordforsk report no. 67/03. - Norwegian Centre for Soil and Environmental Research.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N. ja Leckie, J. O. 1997: Environmental impacts of solid waste landfilling. – *Journal of Environmental Management* 50: 1-25.
- Frasconi, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G. ja Nocentini, M. 2004: Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. – *Chemosphere* 54(3): 335-343.
- Gade, B., Layh, M., Westermann, H. ja Amsonit, N. 1996: Determination of organic parameters in waste and leachates from the hazard waste landfill of Raindorf; Germany. – *Waste Management & Research* 14: 553-569.
- Hietala, K. 2004: Holvastian eteläosan asemakaava, maaperän pilaantuneisuus ja rakennettavuus. – Suunnitteluyksikkö, Tampereen kaupunki.
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A. ja Parrella A. 2003: Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: multispecies approach. – *Chemosphere* 52(1): 85-94.
- Jain, P., Kim, H. ja Townsend, T. G. 2005: Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. – *Waste Management* 25: 25-35.
- Jensen, D. L., Ledin, A. ja Christensen T. H. 1999: Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. – *Water Research* 33(11): 2642-2650.

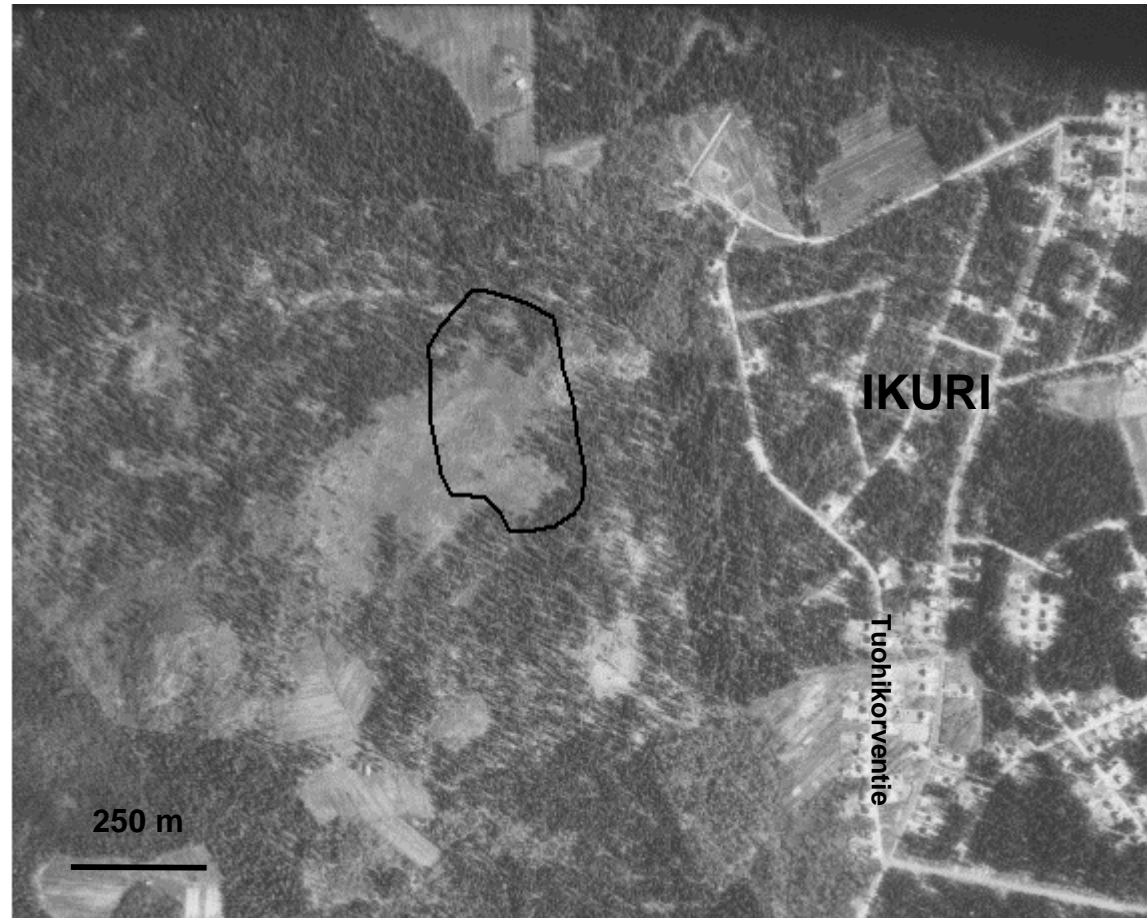
- Järvenpää 2005: Tutkimustodistus Myllypuro Kalkku. – Jätevesilaboratorio, Tampereen kaupunki.
- Keimowitz, A. R., Simpson, H. J., Stute, M., Datta, S., Chillrund, S. N., Ross, J. ja Tsang, M. 2005: Naturally occurring arsenic: Mobilization at a landfill in Maine and implications for remediation. – Applied Geochemistry. www.sciencedirect.com.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A. ja Christensen, T. H. 2002: Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. – Critical Reviews in Environmental Science and Technology 32(4): 297-336.
- Korhonen, P. 1988: Tampereen kaupunki/Lakalaivan jätepenkereen siirtotutkimus. – Suunnittelupalaverin muistio, Viatek Oy.
- Kylefors, K. 2003: Evaluation of leachate composition by multivariate data analysis (MVDA). – Journal of Environmental Management 68(4): 367-376.
- Kärki, S 2005: Myllypuron riskikartoitus. – Ympäristövalvonnan julkaisuja, Tampereen kaupunki. – 21 s., Tampereen kaupungin painatusyksikkö.
- Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. ja Taka, M. 1990: Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoitus. –Suomen geokemian atlas osa 1, Geologian tutkimuskeskus, Espoo.
- Laurikainen, J. 1992: Tesoman pallokenttä. – Tutkimusraportti, Ympäristönsuojeluvirasto, Tampereen kaupunki.
- Leeson, J., Edwards, A., Smith, J. W. N., Potter, H. A. B. ja Bourn, M. 2002: Hydrogeological risk assessments for landfills and the derivation of groundwater control and trigger levels. Environment Agency, Solihull.
- Lehtonen, K. ja Kolari, M. 1991: Lakalaivan vanhan kaatopaikan vesientarkkailu vuodelta 1991. – Vuosiraportti, Tampereen kaupungin kunnallistekninen virasto.
- Looser, M. O., Parriaux, A. ja Bensimon, M. 1999: Landfill underground pollution detection and characterization using inorganic traces. – Water Research 33(17): 3609-3616.
- Luoma, A. ja Uotila, H. 1990: Lakalaivan jätepenkereen siirto. – Tiedote, Tampereen vesi- ja ympäristöpiiri.
- Marttinen, S. K., Kettunen, R. H. ja Rintala, J. A. 2003: Occurrence and removal of organic pollutants in sewages and landfill leachates. – The Science of the Total Environment 301: 1-12.
- Melanen, M. ja Assmuth, T. 1986: Riskikaatopaikkatutkimuksen suunnitelma. –Vesihallituksen monistesarja nro 378. -93 s., Helsinki.
- Mustonen, S. 1968: Maa- ja vesirakennus. Vammalan kirjapaino Oy. s.39 – 40.
- Mäntykoski, K. 2002: Kloorihiilivetyjen, polykloorattujen bifenyyliden ja öljyn määritys maaperänäytteestä. – Tutkimusselostus, Ympäristöntutkimuskeskus, Jyväskylä.

- Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. ja Kultamaa, A. 2000: Environmental properties of chemicals, Volume 1. Environmental guide 71. Finnish environment institute. Edita Ltd, Helsinki. – 1165 s.
- Nikunen, E. ja Leinonen, R. 2002: Ympäristölle vaaralliset kemikaalit – riskinarviointi ja luokitus. - 142 s., Chemas Oy, Helsinki.
- Oittinen, M. 2005: Sätiedot, Raholan sääasema. –Tampere.
- Parvez, S., Venkataraman, C. ja Mukherji, S. 2005: A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio vischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. - Environment international. – www.sciencedirect.com.
- Pelkonen, M 1992 (toim): Kolmas jätehuollon tutkimusseminaari. Teknillinen korkeakoulu, Vesihuoltotekniikan laboratorio. Julkaisu 12, Otaniemi 1991. – 191 s.
- Päivärinne, P. 1995: Neuvottelumuistio, saastuneiden maa-alueiden kunnostaminen. – Ympäristövalvonta, Ympäristövirasto, Tampereen kaupunki.
- Reitzel, L. A. ja Ledin, A. 2002: Determination of phenols in landfill leachate contaminated groundwaters by solid-phase extraction. – Journal of Chromatography A 972(2): 175-182.
- Rojickova-Padrtova, R., Marsalek, B. ja Holoubek, Ivan 1998: Evaluation of alternative and standard toxicity assays for screening of environmental samples: selection of an optimal test battery. – Chemosphere 37(3): 495-507.
- SafetyLine Institute 1998: Active sampling using sorbent tubes. -www.safetyline.wa.gov.au/.../147_07.asp. (15.10.2005).
- SFS-EN 28692, 1993: Veden laatu. Makeanveden levän kasvun estymisestä *Scenedesmus subspicatus* ja *Selenastrum cepricornutum* levillä. -Suomen standardisoimisliitto SFS r.y., Helsinki.
- SFS 5062, 1984: Vesitutkimukset. Akuutin myrkyllisyyden määrittäminen *Daphnia magna* straus vesikirpulla. -Suomen standardisoimisliitto SFS r.y., Helsinki.
- Shin, H.-C., Park, J.-W., Park, K. ja Song, H.-C. 2002: Removal characteristics of trace compounds of landfill gas by activated carbon adsorption. – Environmental Pollution 119: 227-236.
- Scheutz, C, Mosbaek, H. ja Kjeldsen, P. 2004: Attenuation of methane and volatile organic compounds in landfill soil covers. – Journal of Environmental Quality 33: 61-71.
- Schirmer, M. ja Butler, B. J. 2004: Transport behaviour and natural attenuation of organic contaminants at spill sites. – Toxicology 205(3): 173-179.
- Siitari, M.-L. 1989: Vesi- ja maanäytteiden analysointi. – Tutkimuspyyntö, Tampereen kaupungin ympäristönsuojelutoimisto.
- Siitari, M.-L. 1990: Ikurin myllypuron alueelta otettujen näytteiden tutkimustulokset. – Ilmoitus, Ympäristönsuojelulautakunnan vesijaosto, Tampereen kaupunki.

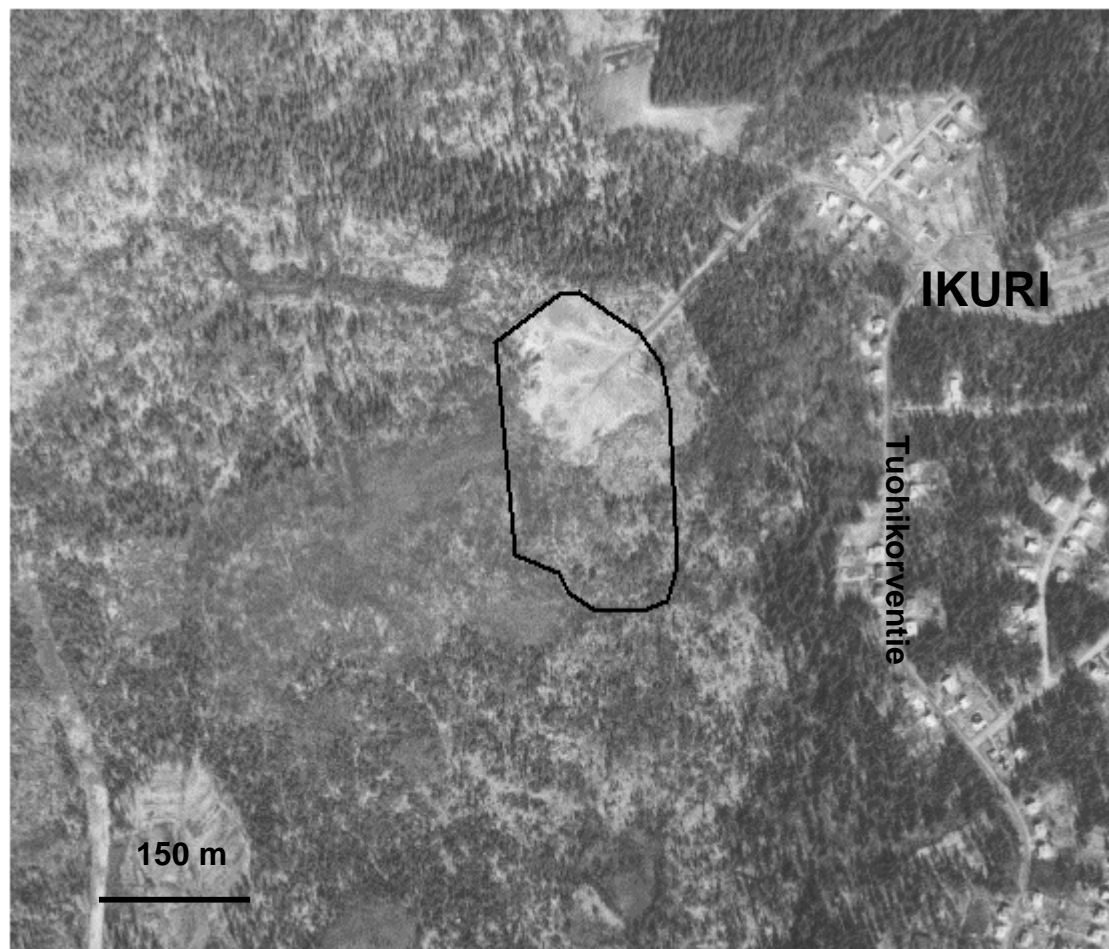
- Slack, R. J., Gronow, J. R. ja Voulvoulis, N. 2005: Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. – *Science of the Total Environment* 337: 119-137.
- Sorvari, J ja Assmuth, T. 1998: Saastuneiden alueiden riskinarviointi – mitä, miksi, miten. Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 50. -152s.
- Sosiaali ja terveysministeriö 2001: Talousveden laatuvaatimukset ja -suositukset. – Asetus 401/2001. www.finlex.fi
- Sosiaali ja terveysministeriö 2005: HTP-arvot 2005. Sosiaali ja terveysministeriön oppaita 2005:10, Helsinki.
- Suter, G. W., Efroymson, R., Sample, B. E. ja Jones, D. S: 2000: Ecologicak risk assessment for contaminated sites. – CRC Press.
- Tampereen kaupunki 1990: Maankaatopaikat 26.4.1990. – Jätehuoltotoimisto, Tampereen kaupungin kunnallistekninen virasto.
- Tampereen kaupunkimittausvirasto 1983: Virastokartta, N:o 212 306 Cc ja Cd 1:5000. - Tampere.
- Timonen, E. 1987: Tampereen poliisikoulu, Hervanta, kaatopaikka-alue. –Neuvottelumuistio, Viatek Oy, Tampereen toimisto.
- Tietäväinen, M. 2002: Kiveliön rakennettavuusselvitys. – Tekninen toimi, Tampereen kaupunki.
- Veisterä, V. 1992: Iidesjärven maisemallinen kunnostus ja hoitosuunnitelma. – Maisema- ja puutarha-arkkitehtuuritoimisto Virve Veisterä, Espoo. – 140 s.
- Vesihallitus 1983-1992: Vedenlaaturekisterin analyysituloksia, Ikurin kaatopaikka.
- Väntsi, S. 1994: Kaatopaikkanäytteiden analyysituloksia, Iidesjärvi ja Hyhky. – Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry, Tampere.
- Wakida, F. T. ja Lerner, D. N. 2005: Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. – *Water Research* 39: 3-16.
- Ward, M. L., Bitton, G. ja Townsend, T. 2005: Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. – *Chemosphere* 60: 206-215.
- Witick, A. 2002: Ikurin kaatopaikka, tutkimustodistus. – Ympäristöntutkimuskeskus, Jyväskylän yliopisto.
- WHO 2004: Guidelines for drinking-water quality. World health organization, Vol. 1: recommendations; 3rd edition, xxiii + 515 p. <http://w3.who.org/techinfo/water.htm>
- Ympäristöministeriö 1994: Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa – SAMASE-raportti. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto, muistio 5/1994.
- Zou, S. C., Lee, S. C., Chan, C. Y., Ho, K. F., Wang, X. M., Chan, L. Y. ja Zhang, Z. X. 2003: Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. – *Chemosphere* 51(9): 1015-1022.

- Öman, C. 2001: Kemisk karakterisering av lakvatten från Lindbodarnas avfallsupplag i Leksland. delrapport 2. – IVL Svenska Miljöinstitutet AB repost B 1395. – Tukholma.
- Öygard, J. K., Måge, A. ja Gjengedal, E. 2004: Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate. – *Water Research* 38(12): 2851-2858.

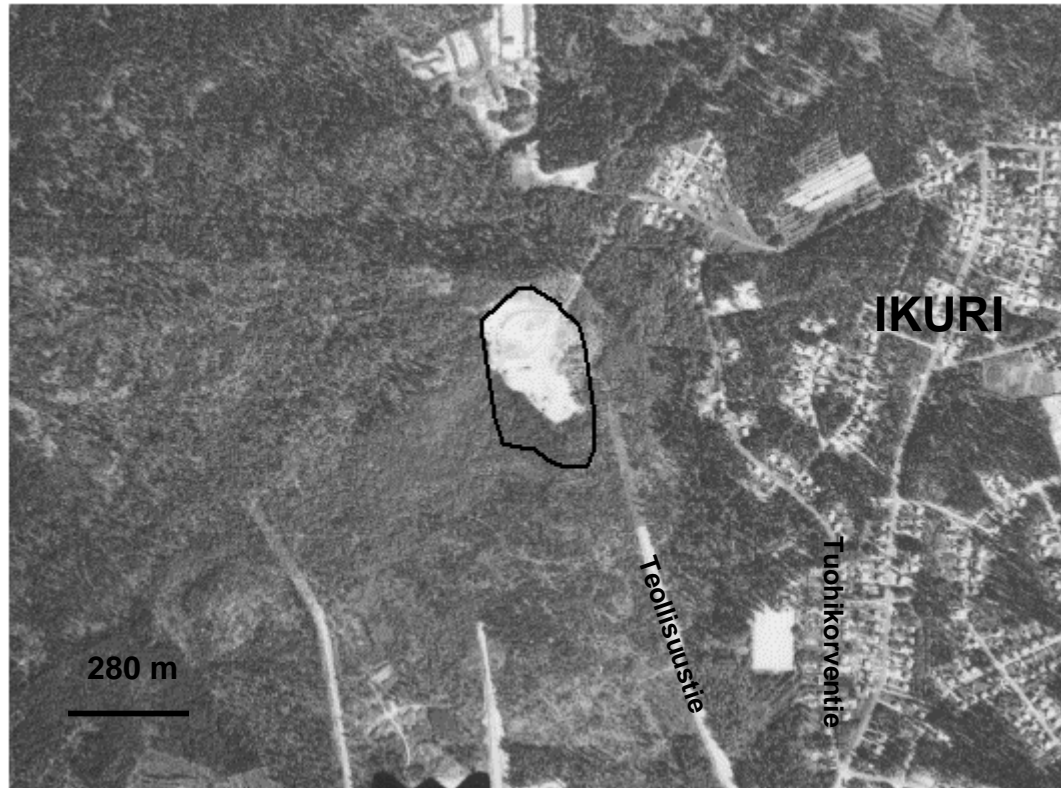
Liite 1. Ilmakuvat Ikurin vanhan kaatopaikan alueelta v. 1956 – 1998 (kuvat I – VI)



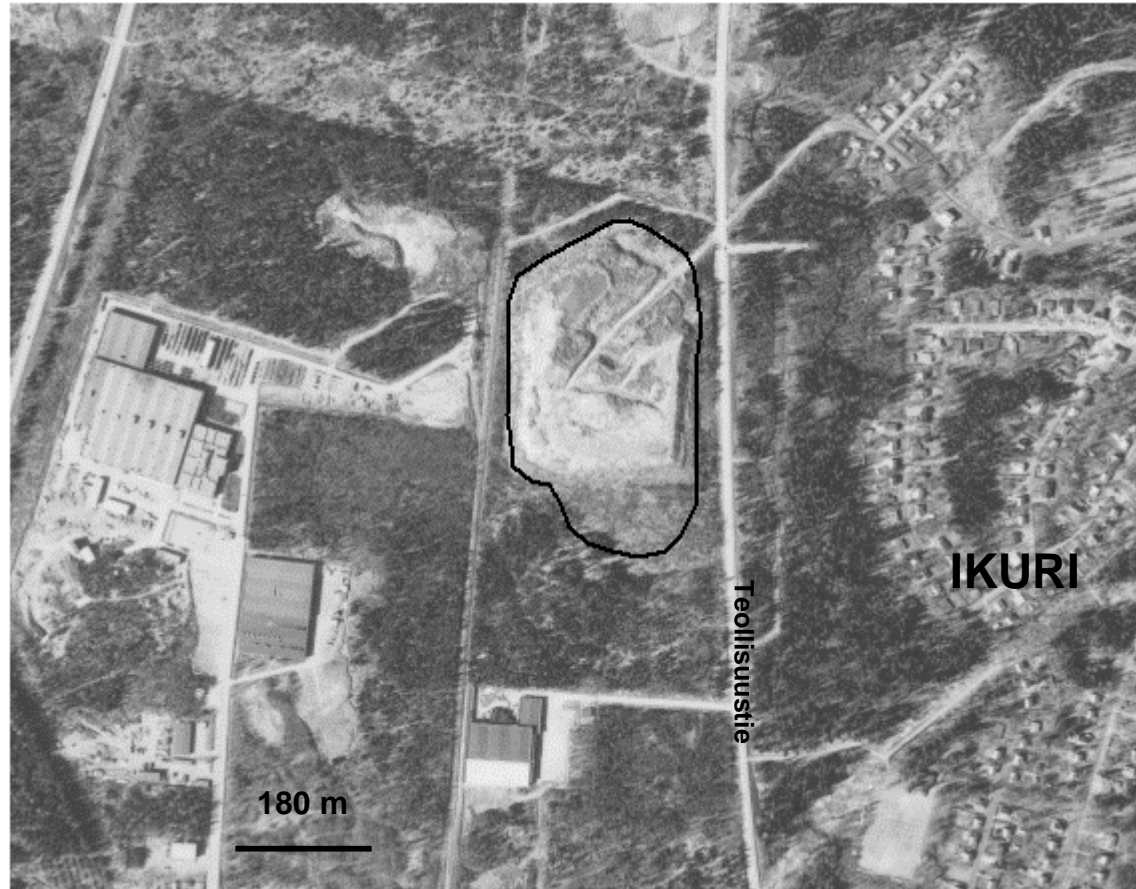
Kuva I. Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan nykyisen penkereen sijainti vuoden 1956 ilmakuvassa (Maanmittauslaitos 2005). Kaatopaikka perustettiin v. 1963.



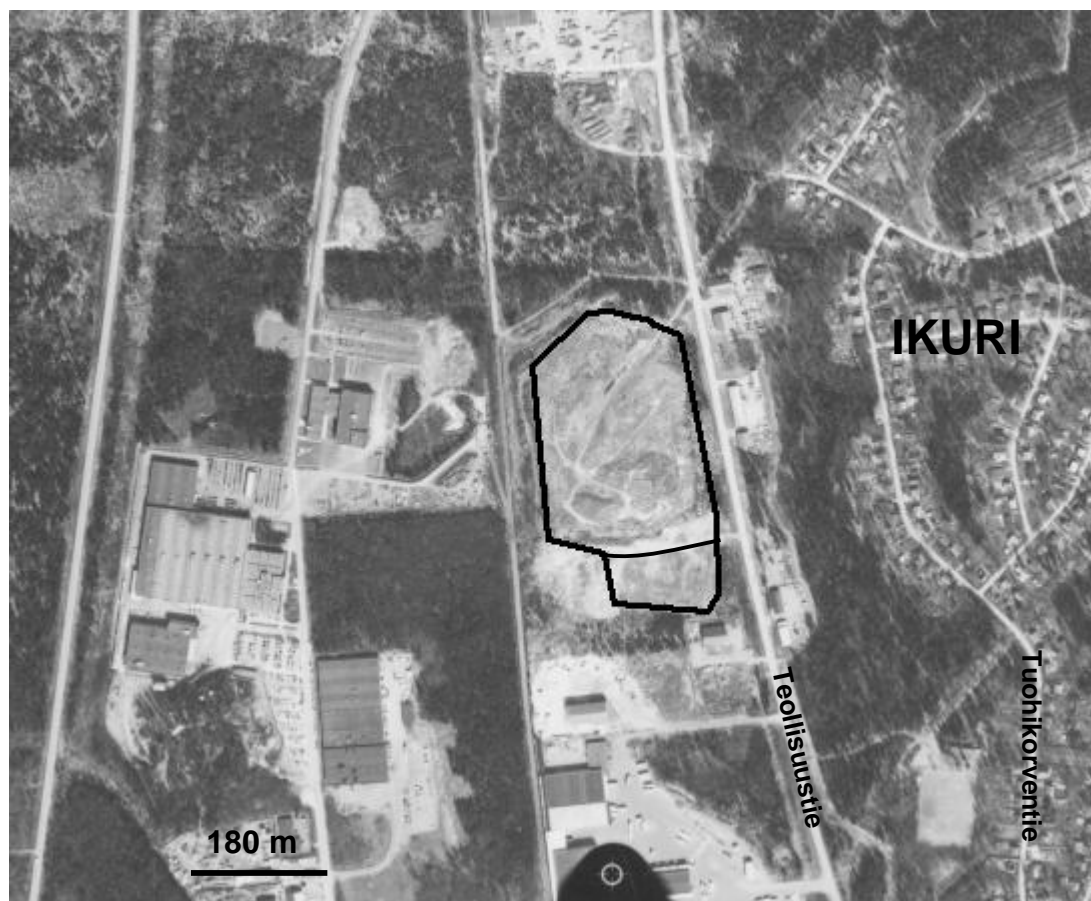
Kuva II. Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan nykyisen penkereen sijainti vuoden 1968 ilmakuvassa (Maanmittauslaitos 2005). Kuvan perusteella täytön vanhin osa sijaitsee nykyisen alueen pohjoisosassa.



Kuva III. Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan nykyisen penkereen sijainti ilmakuvassa vuodelta 1971, jolloin kaatopaikka oli ollut toiminnassa kahdeksan vuotta (Maanmittauslaitos 2005).



Kuva IV. Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan nykyisen penkerein rajat vuoden 1984 ilmakuvassa. Kaatopaikka lopetettiin vuonna 1983, mutta alue toimi sulkemisen jälkeen maankaatopaikkana (Maanmittauslaitos 2005).

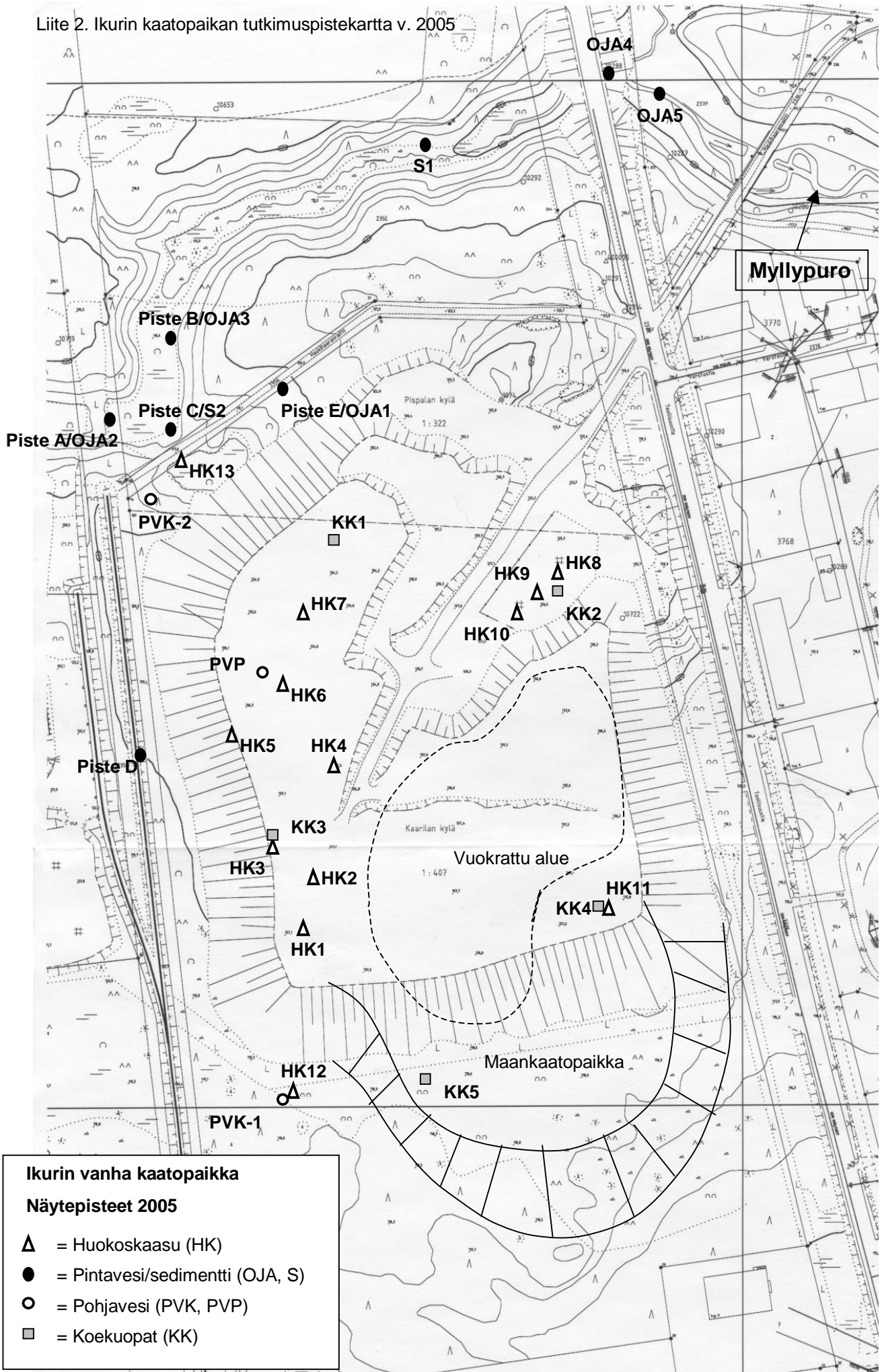


Kuva V. Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan nykyisen penkereen rajat vuoden 1992 ilmakuvassa yhdeksän vuotta kaatopaikan sulkemisen jälkeen. Penkereen eteläosassa ei ole jätetäyttöä, vaan se muodostuu ylijäämämaa-aineksesta (Maanmittauslaitos 2005).

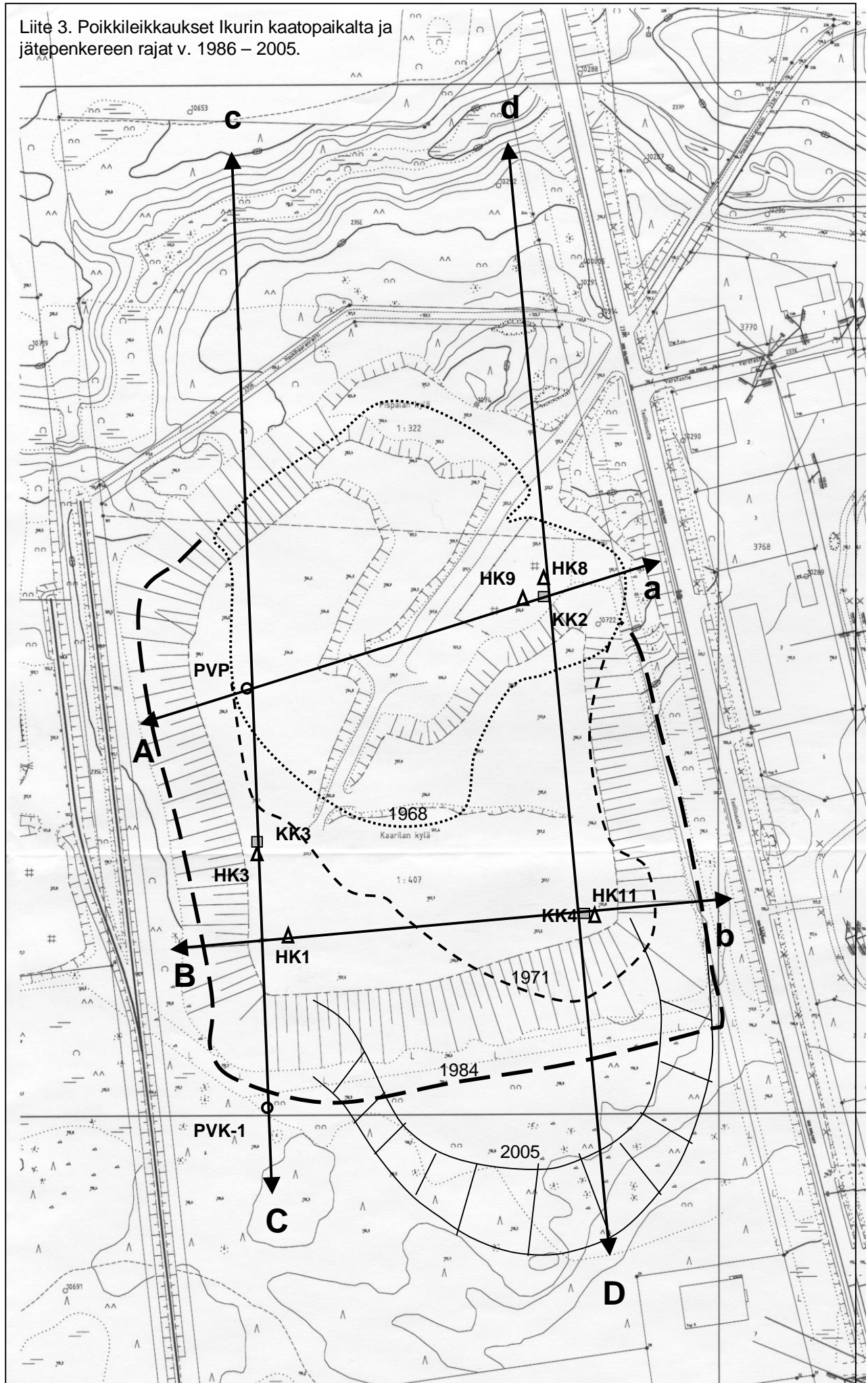


Kuva VI. Tampereella sijaitsevan Ikurin vanhan kaatopaikan jätteenkieren ja maankaatopaikan rajat vuoden 1998 viistoilmakuvassa. Suuri osa penkereestä on kasvillisuuden peitossa (Tampereen paikkatietotuotanto 2005).

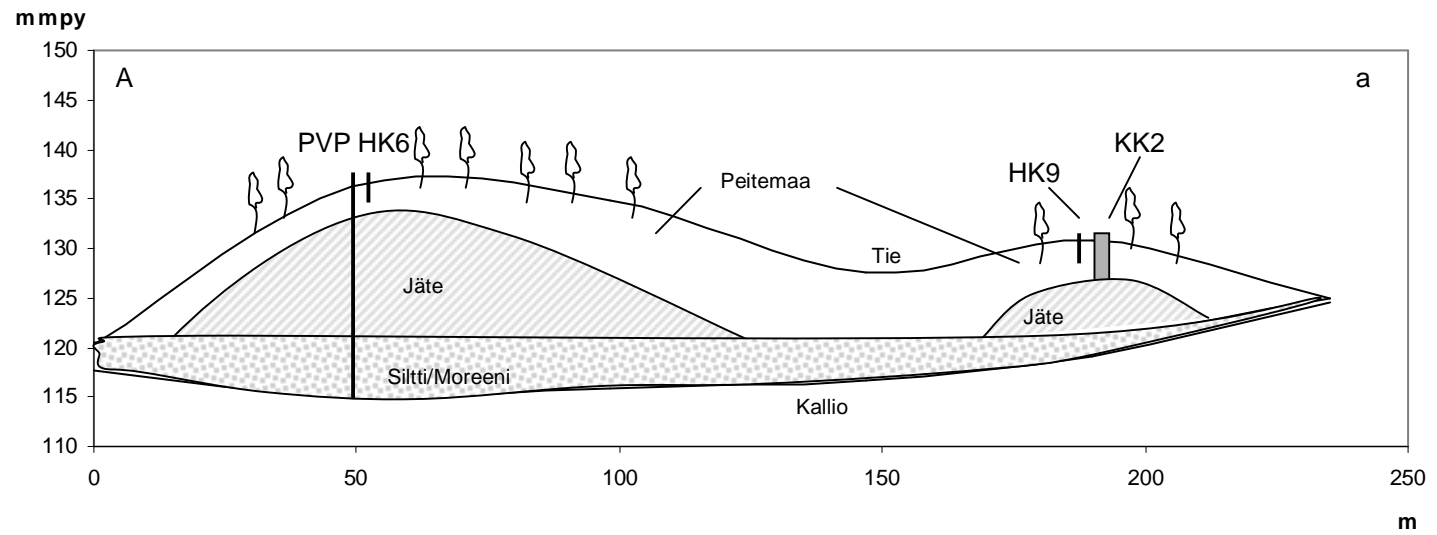
Liite 2. Ikurin kaatopaikan tutkimuspistekartta v. 2005



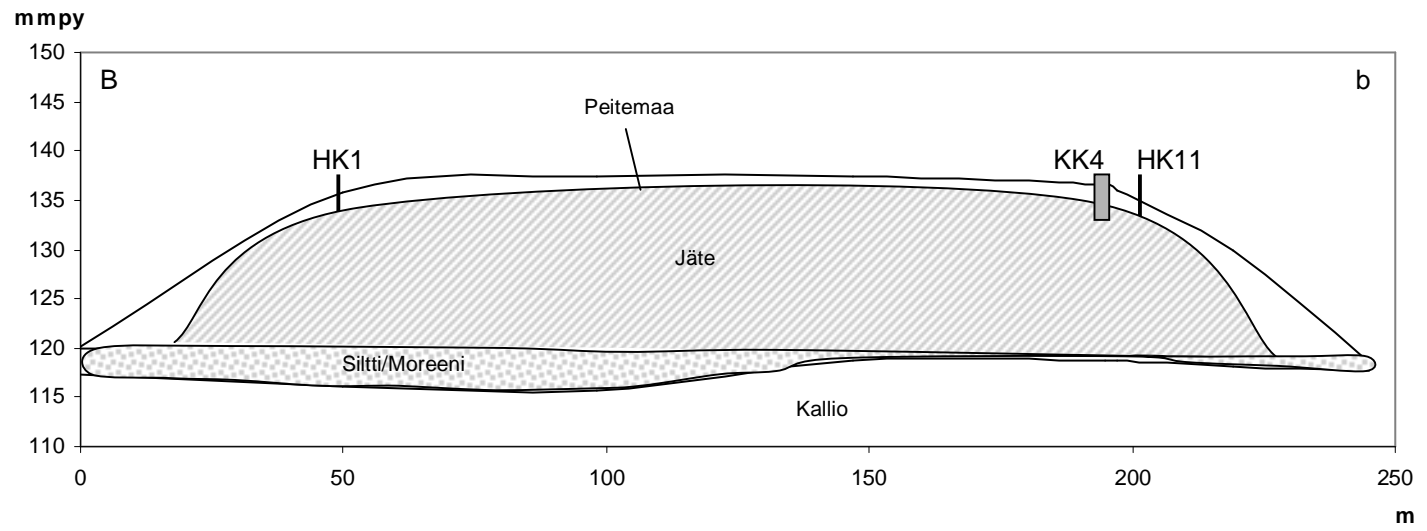
Liite 3. Poikkileikkaukset Ikurin kaatopaikalta ja jätepenkereen rajat v. 1986 – 2005.



Leikkaus A-a

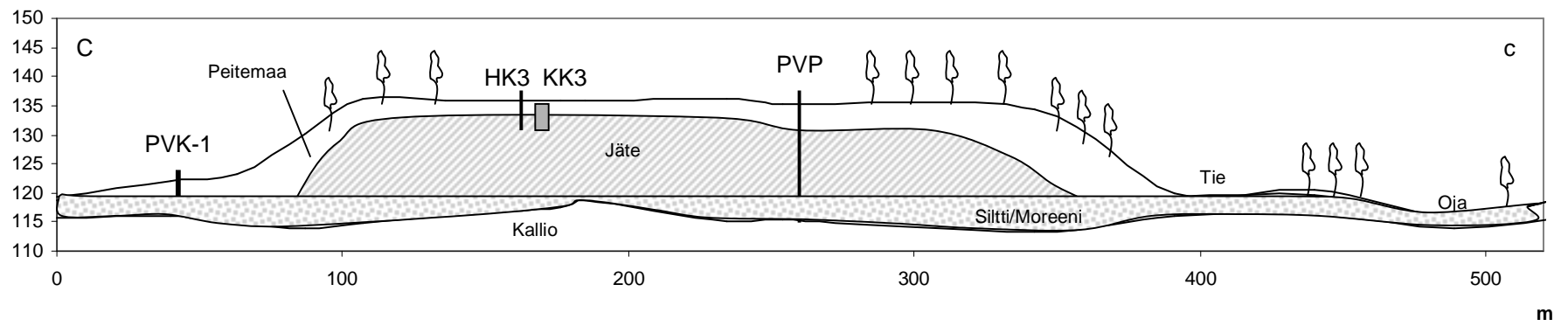


Leikkaus B-b



Leikkaus C-c

mmpy



Leikkaus D-d

mmpy

