

KUPARIN, NIKKELIN JA SINKIN VAIKUTUKSET MAAPERÄN HAJOTUSTOIMINTAAN LUIKONLAHDEN KAIVOSYMPÄRISTÖSSÄ

Tuomas Jäntti

Kuparin, nikkelin ja sinkin vaikutukset maaperän
hajotustoimintaan Luikonlahden kaivosympäristössä

Pro Gradu – tutkielma

Ympäristöbiologia

Itä-Suomen yliopisto, Ympäristötieteen laitos

Helmikuu 2012

ITÄ-SUOMEN YLIOPISTO, Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta

Ympäristöbiologia

Tuomas Jäntti: Kuparin, nikkelin ja sinkin vaikutukset maaperän hajotustoimintaan Luikonlahden kaivosympäristössä

Pro gradu – tutkielma 55 sivua, 1 liite (5 sivua)

Helmikuu 2012

avainsanat: hajotustoiminta, karike, kasvillisuuskartoitus, kupari, maaperäeläimet, nikkeli, sinkki

TIIVISTELMÄ

Kaivosteollisuuden lisääntymisen seurauksena kaivosten aiheuttamien ympäristövaikutusten selvittäminen on tullut aiempaa tärkeämmäksi myös Suomessa. Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää erityisesti kuparin, nikkelin ja sinkin aiheuttamia muutoksia maaperän hajotustoimintaan Kaavin Luikonlahdessa sijaitsevalla rikastamo- ja kaivosalueella. Alueen kaivostoiminta on ollut vuosia pysähtyneenä, mutta rikastamotoiminnan uudelleen aloittaminen on ollut käynnissä vuodesta 2011 alkaen. Tutkimuksessa selvitettiin karikepussikokeen avulla maaperän kykyä hajottaa koivunlehdistä koostuvaa lehtikariketta kymmenellä Luikonlahden kaivosalueella sijaitsevalla näytepisteellä. Samoista näytepisteistä oli tiedot humuksen metallipitoisuuksista, muista ravinteista ja maaperän ominaisuuksista. Lisäksi näytepisteistä analysoitiin maaperässä elävien punkkien, hyppyhäntäisten, sukkulamatojen, änkyrimatojen ja toukkien määrä ja kartoitettiin näytepisteiden vallitseva kasvillisuus. Humuksen kuparin ja nikkelin kokonaispitoisuudet ylittivät niille asetetun maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa käytetyn kynnsarvon (Cu 100 mg/kg; Ni 50 mg/kg) seitsemällä näytepisteellä. Sinkkipitoisuus jäi kynnsarvon alapuolelle kaikissa näytepisteissä. Kariketta oli hajonnut tutkimusjakson lopussa hitaammin erityisesti niillä pisteillä, joissa oli korkeimmat humuksen kuparin (> 110 mg/kg) ja sinkin (> 130 mg/kg) pitoisuudet. Maaperäeläimistä änkyrimadot näyttivät vähenevän, jos humuksen sinkkipitoisuus oli yli 100 mg/kg. Kasvillisuuskartoituksen mukaan alueella esiintyi paljon valoa suosivia kasvilajeja, mutta Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi oli pieni (noin 1,3), verrattuna vastaavien metsätyyppien indeksiin. Kasvillisuuden niukkuus voi olla seurausta alueen voimallisesta maankäytöstä. Tutkimus osoitti, että kohonneilla humuksen metallipitoisuuksilla voi olla hajotustoimintaa hidastava vaikutus. Kohonneet pitoisuudet olivat erityisesti haitallisia änkyrimadoille.

ESIPUHE

Tämä Pro gradu -tutkielma toteutettiin pääosin vuoden 2011 aikana Kuopiossa ja Kaavilla. Työ tehtiin osana Metallikaivosalueiden riskinarvioinnin osaamisen kehittäminen, MINERA hanketta (Tekes/EAKR 2010-2012). Tutkimuksen tekeminen on ollut mielenkiintoinen ja haastava projekti, joka on varmasti opettanut minulle paljon. Tahdon osoittaa vilpittömät kiitokseni ohjaajilleni Anne-Marja Nergille ja Sari Makkoselle, joka toimi myös tutkielman toisena tarkastajana. Heidän apunsa on ollut korvaamatonta. Lisäksi tahdon kiittää pro gradu -tutkielmani toista tarkastajaa Maria Nikkarista Geologian tutkimuskeskukselta.

Sisällysluettelo

1	JOHDANTO.....	7
2	MAAPERÄN RAVINNEVIRRRAT JA RAVINTEIDEN KIERROSSA MUKANA OLEVAT MAAPERÄELIÖT ...	8
3	MAAPERÄN PIENELIÖT	9
3.1	PUNKIT.....	9
3.2	HYPPYHÄNTÄISET	10
3.3	SUKKULAMADOT	11
3.4	ÄNKYRIMADOT	11
4	KUPARI, NIKKELI JA SINKKI JA NIIDEN VAIKUTUKSET MAAPERÄN HAJOTUSTOIMINTAAN.....	12
4.1	KUPARI.....	12
4.2	NIKKELI.....	14
4.3	SINKKI	15
5	TYÖN TAVOITTEET	17
6	AINEISTO JA MENETELMÄT	18
6.1	TUTKIMUSALUEEN KUVAUS	18
6.2	NÄYTEPISTEIDEN VALINTA	19
6.3	HUMUSNÄYTTEIDEN KEMIALLISET ANALYYSIT	20
6.4	LEHTIKARIKKEEN HAJOAMISKOE.....	21
6.5	MAAPERÄELÄIMET	23
6.6	KASVILLISUUSKARTOITUS.....	24
6.7	TILASTOLLISET MENETELMÄT	25
7	TULOKSET	26
7.1	METALLIEN KOKONAISPITOISUUDET HUMUKSESSA.....	26
7.2	METALLIEN LIUKOISET PITOISUUDET HUMUKSESSA	27
7.3	MAAPERÄN OMINAISUUDET JA RAVINTEET	28
7.4	KARIKKEET	29
7.5	MAAPERÄELÄIMET	32
7.6	KASVILLISUUSKARTOITUS.....	36
8	TULOSTEN TARKASTELU	38
8.1	METALLIT HUMUKSESSA	38
8.2	KARIKKEET	40
8.3	MAAPERÄELÄIMET	41
8.4	KASVILLISUUSKARTOITUS.....	43

9	JOHTOPÄÄTÖKSET	45
10	LÄHTEET.....	46
11	LIITTEET	50
11.1	LIITELUETTELO.....	50

1 JOHDANTO

Kaivosteollisuus on merkittävä teollisuuden muoto Suomessa, se työllistää tuhansia ihmisiä ja luo näin taloudellista hyvinvointia eripuolilla maata. Monen kaivoksen merkitystä lisää se, että ne sijaitsevat alueilla, joilla työllisyystilanne muutoin olisi heikko. Suomen kaivosteollisuus on ollut vilkkaan kehityksen kohteena viime vuosien aikana ja monia uusia kaivoksia on perustettu tai suunnitteilla. Yksi syy kaivostoiminnan vilkastumiseen on se, että nykyisin pystytään hyödyntämään myös heikompilaatuisia esiintymiä käyttämällä uusinta tekniikkaa, kuten biokasaliuotusta (Halinen ym. 2009 a ja b).

Kaivostoiminnalla on tunnetusti merkittäviä vaikutuksia niin maa- kuin vesiympäristöön. Näkyvimvät ympäristövaikutukset ovat toiminnasta syntyneet sivukivikasat, louhokset ja jätealtaat. Muita haittoja ovat pöly ja sen mukana kulkeutuvat metallit, melu ja lisääntynyt liikenne. Kaivosta lähellä olevien vesistöjen metallipitoisuudet voivat kohota ja happamuus muuttua, lisäksi malmin rikastamisesta voi vapautua ilmaan haisevia yhdisteitä. Näiden lieveilmiöiden seurauksena kaivosten läheisyydessä olevien kiinteistöjen arvo voi laskea ja kauppoja saattaa jäädä tekemättä. Lisäksi rikastamot voivat heikentää lähivesistöjen virkistyskäyttöä. Edellä luetellut haitat ymmärrettävistä syistä aiheuttavat huolta kaivoksen vaikutuspiirissä asuvien ihmisten keskuudessa.

Ympäristöön vapautuvat haitta-aineet voivat muuttaa maaperässä elävien lajien runsaussuhteita ja sitä kautta mm. vaikuttaa maaperän hajotustoimintaan liittyviin prosesseihin. Maaperäeliöiden väliset vuorovaikutussuhteet ovat hyvin monimutkaisia, eikä niiden koko laajuutta vieläkään tunneta täydellisesti. Tästä johtuen on myös hankala arvioida millaisia vaikutuksia ympäristöön päätyvä metalli, tai muu kuormitus, aiheuttaa maaperän hajotustoiminnalle lyhyellä tai pitkällä aikavälillä. Biologisten vuorovaikutusten monimutkaisuuden lisäksi kaivosten ympäristövaikutusten arviointia hankaloittavat uudistuvat kaivostekniset prosessit, kuten biokasaliuotus. Vaikka Suomen lainsäädäntö velvoittaa kaivosyhtiöitä selvittämään tarkoin toiminnastaan seuraavat ympäristövaikutukset, voi uuden tekniikan käyttöönotossa ilmetä asioita, joita ei ole osattu ympäristövaikutuksia arvioitaessa ottaa huomioon (Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (468/1994)).

2 MAAPERÄN RAVINNEVIRRAT JA RAVINTEIDEN KIERROSSA MUKANA OLEVAT MAAPERÄELIÖT

Maaperällä tarkoitetaan kallioperän päällä olevaa kivennäismaasta ja eloperäisestä aineksesta koostuvaa pintakerrosta. Maaperän biomassa koostuu mikrobeista, selkärangattomista eläimistä, kasveista ja sienistä. Nämä eliöt vastaavat ravinteiden kierrosta ja ravintoketjujen tasapainon säilyttämisestä. Maaperässä elävien selkärangattomien joukosta löytyy niin petoja, loisia kuin kasvinsyöjiäkin. Tärkeimmän petoryhmän muodostavat muurahaiset, jotka pyydystävät ravinnokseen lähes kaikkia maassa eläviä selkärangattomia. (Fitter ym. 1985). Muista maaperän pieneliöryhmistä merkittävimpiä ovat mikrobit (virukset, bakteerit, sienet), punkit (*Acari*), sukkulamadot (*Nemata*), änkyrimadot (*Enchytraeidae*), lierot (*Lumbricidae*) ja hyppyhäntäiset (*Collembola*) (Killham 1994). Vaikka mikrobien rooli hajotustoiminnassa on ratkaiseva, vaikuttavat maaperässä elävät selkärangattomat sienirihmastoja ja mikrobeja laiduntamalla ravinteiden vapautumiseen ja sitä kautta lajisuhteisiin. (Crowther ym. 2011). Lisäksi on havaittu, että typen ja fosforin mineralisaatio on tehokkaampaa maassa, jossa on mikrobien ja pieneliöiden, erityisesti sukkulamatojen välisiä vuorovaikutuksia, kuin maassa, jossa on ainoastaan bakteereja. Typen ja fosforin tehostunut mineralisaatio lisää kasvien kasvua (Ingham ym. 1985).

Maaperän ravintoverkot ovat monimutkaisia ja kaikkien niihin osallistuvien eliöiden välisiä yhteyksiä on vaikea seurata. Kasvien ja sienten osuus maaperän biomassan tuotannosta on suurin kaikista maaperän lajeista. Kasvien rooli maaperän hiilivirrassa on merkittävä, sillä kasvien sitomasta hiilestä arviolta 40-70 % kulkeutuu lopulta kasvin maanalaisiin osiin (Fitter ym. 1985, Siitonen ym. 2004). Juurten merkitys maaperän koostumukselle korostuu nimenomaan siksi, että niiden biomassa jää syvemmällä maassa tapahtuvien prosessien käyttöön (Fitter ym. 1985).

Kasvien kasvuun ja sitä kautta muidenkin maaperässä elävien eliöiden määrään ja laatuun vaikuttaa lähtökohtaisesti maaperä ja siitä muodostuneet maannokset. Maannosten muodostumiseen vaikuttavat maalaji, vallitseva ilmasto, huuhtoutuminen ja veden määrä. Kasvillisuus vaikuttaa maannostumiseen, mutta maannos vaikuttaa myös kasvillisuuteen (Tirri ym. 2006, Mäkipää 2000). Suomessa yleisin maannos on podsolimaannos. Podsolimaannoksen pinnalle muodostuu ajan kuluessa kangashumuskerros, jonka paksuus on muutamasta senttimetristä reiluun kymmeneen senttimetriin (Mäkipää 2000). Kuiva

hiekkainen maaperä, joka voi olla Suomessa hyvinkin hapan, ylläpitää erilaista elämää kuin rehevä, neutraali tai hieman emäksinen lehtomulta. Maanviljelyllä on myös voimakas vaikutus maaperän ravintoverkkoihin. Viljelty maa voi olla eliöstöltään tervettä, mutta usein jatkuva maanmuokkaus, väkilannoitteet ja torjunta-aineet vähentävät maaperässä elävien eliöiden määrää, mikä osaltaan lisää tarvetta mm. torjunta-aineiden käyttöön (Altieri 1999). Esimerkiksi maaperässä elävien punkkien määrän on todettu vähenevän lannoitteiden vaikutuksesta (Zhiping ym. 2011).

Maaperäeläimistä erityisesti lieroja on käytetty indikaattorilajeina ympäristön metallipitoisuuksia selvitettäessä, koska niiden ravinto koostuu sekä mineraalisista että orgaanisista pintamaan aineksista. Näin ollen lierojen kudosten metallipitoisuudet antavat kuvan maaperän pitoisuuksista (Kabata-Pendias ym. 1992). Huomionarvoista on kuitenkin se, että biokertyvyydessä on eroja eri lierolajien välillä, jonka vuoksi bioindikaattoritutkimuksiin tulisi valita mahdollisuuksien mukaan eri lierolajeja (Dai ym. 2004).

3 MAAPERÄN PIENELIÖT

3.1 PUNKIT

Punkit (*Acari*) muodostavat suuren hämähäkkieläinten (*Arachnida*) alaluokan, johon kuuluu ainakin 30 000 tieteelle kuvattua lajia. Punkit jaotellaan kolmeen lahkoon, joista on erotettu vielä useita alalahkoja (Tirri ym. 2006). Punkkien koko vaihtelee mikroskooppisen pienestä jopa noin 20 mm pituiseksi kasvaviin lajeihin (Benckiser 1997). Ne ovat usein pallomaisia eläimiä, joiden etu- ja takaruumis ovat yhtyneet täydellisesti. Punkkien kehitys alkaa munavaiheesta, jota seuraa toukkavaihe ja useat eriaisteiset nymfivaiheet (Tirri ym. 2006).

Punkit viihtyvät huokoisessa maassa, koska niiden kyky kaivautua maassa on hyvin rajallinen. Ne elävät yleisimmin 3-5 cm syvyydellä pintamaassa syöden muita maaperäeläimiä, sienirihmastoja tai hajoavaa eloperäistä ainesta. Niiden määrä voi nousta metsämaassa jopa miljoonaan yksilöön neliömetrillä (Siitonen ym. 2004). Myös vesiympäristöihin sopeutuneita lajeja tunnetaan. (Benckiser 1997, Tirri ym. 2006). Punkkien laajaan ryhmään kuuluu myös loispunkkeja, jotka aiheuttavat kasveihin mm. äkäminä

tunnettuja kasvaimia. Ihmisessä loisii esimerkiksi syyhypunkki (*Sarcoptes scabiei*) (Otterstatter ym. 2005, Tirri ym. 2006).

3.2 HYPPYHÄNTÄISET

Hyppyhäntäiset (*Collembola*) ovat kuusijalkaisten (*Hexapoda*) alajaksoon kuuluva lahko. Hyppyhäntäisillä on neljännessä ruumiinjaokkeessaan hyppäämisen mahdollistava hyppyhanko, jonka avulla ne voivat paeta nopeasti saalistajia (Heliövaara ym. 1993, Tirri ym. 2006). Hyppyhäntäisten pituus vaihtelee alle 1 mm:stä noin 4 mm:iin, lajista riippuen. Liian kosteassa maassa hyppyhäntäisten määrä vähenee, sillä maan huokosissa oleva vesifilmi estää niiden hengittämisen. Hyppyhäntäisten määrä vaihtelee metsämaassa sadastatuhannesta aina miljoonaan yksilöön neliometrillä (Siitonen ym. 2004). Suurin osa lajeista elää maan pinnalta noin 10 cm syvyyteen ulottuvalla vyöhykkeellä, jossa myös suurin osa niiden ravinnosta sijaitsee. Hyppyhäntäisille sopiva maan kosteuspitoisuus on noin 15 % (Heliövaara ym. 1993, Benckiser 1997). Hyppyhäntäisten pääasiallista ravintoa on sienirihmasto, jonka laiduntajana ne vaikuttavat sienten toimintaan hillitsevästi. Samaan aikaan ne voivat myös toimia sienten itiöiden levittäjänä ja auttaa kasveja muodostamaan uusia sienijuuria (Klironomos ym. 1999).

Hyppyhäntäisiä esiintyy metsämaan lisäksi viljellyillä pelloilla, joissa niiden yleisyyteen vaikuttaa viljelykasvi ja satokauden vaihe. Hyppyhäntäiset suosivat vehnä- ja ohrapeltoja, kun taas sokerijuurikaspelloilla ne eivät viihdy. Sadonkorjuu vähentää voimakkaasti pelloilla elävien hyppyhäntäisten määrää, todennäköisesti mikroilmaston muuttumisen seurauksena (Benckiser 1997).

Hyppyhäntäisistä erityisesti *Folsomia candida* on usein haitta-ainetutkimuksissa käytetty koe-eläin (Heliövaara ym. 1997). Hyppyhäntäiset, kuten myös monet muut pieneliölajit, pystyvät valikoimaan ravintoaan ja välttämään saastunutta ravintoa. Jos saatavilla on puhtaampaa ja käyttökelpoisempaa ravintoa, ne käyttävät sitä, ja saavat tällä tavoin kilpailuedun muihin lajeihin, jotka eivät ravintoaan pysty valitsemaan (Tranvik ym. 1989).

3.3 SUKKULAMADOT

Sukkulamadot (*Nemata*) muodostavat eläinkunnan pääjakson. Ne ovat lähes kaikkialle levinnyt eliöryhmä, jonka lajeista noin puolet on eläinten tai kasvien loisia. Toinen puoli käyttää ravintonaan sienirihmastoja tai bakteereita (Benckiser 1997, Fitter ym. 1985). Sukkulamadot ovat tavallisesti pituudeltaan 0,3-10 mm, mutta joidenkin lajien suurimmat yksilöt voivat saavuttaa jopa kymmenien senttimetrin pituuden. Kasveissa loisivien sukkulamatojen suosivat ovat sopeutuneet kasvinesteiden imemiseen. Sukkulamadoilla on valeruumiinontelo, johon sisäelimet ja lihaksisto kehittyvät. Ruumis on kutikulan peittämä, jaokkeeton ja liikkeen mahdollistava pituuslihaksisto on voimakas. Sukkulamadoilta puuttuvat verenkierto- ja hengityselimistö (Benckiser 1997, Tirri ym. 2006).

Sukkulamatoihin kuuluvia kasvituholaisia ovat mm. ankeroiset (*Aphelenchoididae*). Ihmisten ja eläinten kiusana esiintyviä sukkulamatoja ovat esimerkiksi kihomadot ja suolinkaiset (Tirri ym. 2006). Huolimatta siitä, että sukkulamadot useimmiten liitetään satotappioihin ja sairauksiin, niistä on suunnattomasti hyötyä maaperässä olevien sienirihmastojen ja mikrobien laiduntajana (Benckiser 1997). Metsämaassa sukkulamatoja voi olla jopa miljoonia kappaleita neliömetrillä (Tirri ym. 2006). Myös monet loisivat lajit ovat hyödyllisiä vähentäen haitallisten hyönteisten määrää (Benckiser 1997).

Sukkulamatojen lisääntyminen tapahtuu yleensä suvullisesti, mutta myös partenogeneesiä esiintyy. Vaikka sukkulamadot ovat sopeutuneet elämään maa- ja vesiympäristöissä, napa-alueilla ja syvissä kaivoksissa, ne ovat riippuvaisia riittävästä kosteudesta, koska ne eivät pysty liikkumaan täysin kuivassa ympäristössä. Sukkulamatojen vihollisia ovat mm. punkit, tietyt sienet ja karhukaiset (*Tardigrada*). Ihminen torjuu sukkulamatoja mm. organofosfaateilla (Benckiser 1997).

3.4 ÄNKYRIMADOT

Änkyrimadot (*Enchytraeidae*) ovat harvasukasmatojen (*Oligochaeta*) alaluokkaan kuuluva heimo, johon kuuluu noin 600 kuvattua lajia. Änkyrimadot kasvavat tavallisesti 2-20 mm pituisiksi. Lisääntyminen voi tapahtua niin suvullisesti, suvuttomasti kuin myös partenogeneettisesti. Änkyrimatojen ravinto koostuu lajista riippuen joko eri hajoamisasteilla

olevasta biomassasta, sienirihmastosta tai bakteereista (Benckiser 1997). Änkyrimatoja voi suotuisassa ympäristössä olla sadastatuhannesta miljoonaan yksilöön neliometrillä (Siitonen ym. 2004). Änkyrimatojen rooli ravinteiden vapauttajana on näin ollen merkittävä ja niiden toiminta vaikuttaa monen muun eläin- ja kasvilajin menestymiseen (Fitter ym. 1985, Siitonen ym. 2004).

Änkyrimadot ovat ravintoa maassa kasvaville toukille, juoksujalkaisille (*Chilopoda*) ja maakiitäjäisille (*Carabidae*). Kasvien ja änkyrimatojen välistä vuorovaikutusta on tutkittu vähän, mutta viitteitä siitä (Benckiser 1997), että änkyrimadot suojaisivat joitakin kasveja sukkulamadoilta, on saatu. Toisaalta jotkut änkyrimatolajit käyttävät ravintonaan elävien puiden juurten pintaosia (Benckiser 1997).

4 KUPARI, NIKKELI JA SINKKI JA NIIDEN VAIKUTUKSET MAAPERÄN HAJOTUSTOIMINTAAN

4.1 KUPARI

Kupari on punertavanruskea, melko sitkeä ja venyvä metalli, jonka järjestysluku on 29. Kupari kuuluu jaksollisen järjestelmän ryhmään 11. Kuparia esiintyy luonnossa hyvin monenlaisessa muodossa kuten sulfideina, karbonaateina ja oksideina. Sulfidit ovat tärkeimmät kuparin malmimineraalit. Tavanomaisin hapetusaste kuparilla on Cu^{2+} . Kuparia käytetään hyvien sähkön- ja lämmönjohto-ominaisuuksiensa vuoksi paljon sähkö- ja elektroniikkateollisuudessa. Tämän lisäksi kuparia käytetään paljon erilaisissa metalliseoksissa, joista tunnetuimpia lienevät messinki ja pronssi. (IPCS raportti 200, 1998; Cotton ym. 1999).

Kuparin luonnolliset taustapitoisuudet seuraavat läheisesti kallioperän pitoisuuksia. Alueet, joilla emäksiset kivilajit ovat yleisiä, voi myös kuparipitoisuus olla korkeampi, sillä kupari rikastuu herkästi emäksisiin kivilajeihin (Heikkinen 2000). Kuparia sitovat erityisen tehokkaasti mm. rauta- ja mangaanioksidit, savi, orgaaninen aines ja yhdisteet joiden kanssa kupari voi muodostaa hydroksideja (Kabata-Pendias ym. 1992). Kupari pysyy emäksisessä maaperässä varsin liikkumattomana, mutta jos ympäristön pH muuttuu happamaksi ($\text{pH} < 4$),

kupari muuttuu liikkuvammaksi (Heikkinen 2000). Sinkki ja kupari ovat toistensa antagonistteja, eli ne vievät toisiltaan sitoutumispaikkoja ja estävät näin toistensa imeytymistä esimerkiksi kasvien juuriin. Antagonistinen suhde on myös kuparin ja raudan, sekä kuparin ja alumiinin välillä (Kabata-Pendias ym. 1992).

Kuparia vapautuu ympäristöön haitallisia määriä ihmistoiminnan seurauksena. Eniten kuparipäästöjä syntyy kaivos- ja rikastamotoiminnan yhteydessä, sulattamoissa sekä fossiilisten polttoaineiden poltossa (IPCS raportti 200, 1998). Kuparin enimmäispitoisuudeksi talousvesissä on asetettu 2 mg/l (STM asetus 461/2000). Kuparin fysikaalisia ominaisuuksia on esitetty tarkemmin taulukossa 1.

Kupari on tärkeä hivenaine niin eläimille kuin kasveillekin, sillä se on osallisena mm. lukuisten entsyymien muodostuksessa. Kuparipitoisuudet kasveissa voivat vaihdella 5-1500 mg/kg välillä ja pitoisuudet kuvastavat selvästi maassa olevia pitoisuuksia. Kupari on kasveille haitallinen korkeina pitoisuuksina. Joillakin kasveilla on kuitenkin kyky sietää ja sitoa kuparia, jonka vuoksi niiden kuparipitoisuuskin voi olla suuri. Kupari kertyy kasvien siemeniin, juuriin ja versoihin. Kuparin liiallinen saanti aiheuttaa häiriöitä siementuotannossa, kasvun alenemista sekä juurten kehityshäiriöitä. Ihmisen akuutti altistuminen korkealle kuparipitoisuudelle aiheuttaa metallikuumetta, ruoansulatuselimistön oireilua ja päänsärkyä. Kroonisen altistumisen tiedetään aiheuttavan maksa- ja munuaisvaurioita (Kabata-Pendias ym. 1992, IPCS raportti 200, 1998). Kuparin myrkyllisyyttä homeille ja tuhohyönteisille on hyödynnetty torjunta-aineissa jo pitkään (Cyrino de Oliveira- Filho ym. 2004).

Hyppyhäntäisillä maaperän kohonneiden metallipitoisuuksien on todettu aiheuttavan ongelmia erityisesti niiden lisääntymiseen. Laboratorio-oloissa kuparin on havaittu aiheuttavan munien kuoriutumattomuutta kuparipitoisuuden ollessa 400 mg/kg tai enemmän (Xu ym. 2009).

4.2 NIKKELI

Nikkeli on hopeanharmaa jaksollisen järjestelmän 10. ryhmään kuuluva, metallinen ja magneettinen alkuaine, jonka järjestysluku on 28. Nikkeli esiintyy luonnossa yleisimmin hapetusasteella Ni^{2+} liittyneenä sulfidimineraaleihin, mutta sitä esiintyy myös mm. arseeniin ja antimoniin liittyneenä (Heikkinen 2000, IPCS raportti 108, 1991). Nikkeli on monikäyttöisyytensä vuoksi maailman käytetyimpien metallien joukossa ja se on osana erilaisissa metalliseoksissa, mm. ruostumattomassa teräksessä. Nikkelivarannot ovat jakautuneet maailmassa laajalti ja suurin nikkelin tuottaja on Venäjä.

Nikkelin luonnollisiin taustapitoisuuksiin vaikuttaa eniten kallioperän koostumus. Nikkeli muodostaa helposti yhdisteitä rikin, raudan ja mangaanin kanssa. Alueet, joilla mustaliuske tai sulfidipitoiset mineraalit ovat yleisiä, nikkelpitoisuudet pintamaassa ja pintavesissä voivat olla myös korkeita (Heikkinen 2000). Yleisimmin nikkeliä esiintyy emäksisissä ja ultraemäksisissä kivilajeissa. Nikkelin liikkuvuus on monen muun raskasmetallin tavoin riippuvainen pH:sta. Happamissa oloissa ($\text{pH} < 5$) nikkeli saa liukoisen muodon, kun taas neutraaleissa ja emäksisissä oloissa nikkeli muodostaa heikosti liukenevia yhdisteitä mm. nikkeliferriittiä ja nikkelihydroksidia (IPCS raportti 108, 1991). Myös maaperän orgaaninen aines ja savimineraalit pidättävät tehokkaasti nikkeliä, muodostaen sen kanssa kelaatteja. Orgaanisissa yhdisteissä oleva nikkeli on eliöille vähemmän haitallista, koska yhdisteet usein ovat pysyviä, jonka vuoksi niiden bioakkumulaatio on vähäisempää (Heikkinen 2000).

Nikkelin päätyminen luontoon ihmistoiminnan seurauksena liittyy useimmin kaivos- ja rikastamatoimintaan, metallinjalostusteollisuuteen sekä kivihiilen ja maaöljyn polttoon (Kabata-Pendias ym. 1992, IPCS raportti 108, 1991). Nikkelin fysikaalisia ominaisuuksia on esitelty taulukossa 1.

Nikkelin biologinen merkitys kasveille on tuntematon, mutta eläimillä se on osana ainakin neljän eri entsyymin rakenteessa. Joka tapauksessa nikkelin ravitsemuksellinen tarve on hyvin vähäinen. (IPCS raportti 108, 1991; Cotton ym. 1999b). Nikkelin monet yhdisteet ovat karsinogeneja. Altistumisesta voi seurata myös iho-oireita sekä keuhko- ja munuaissairauksia (Kasprzak ym. 2003). Suuret nikkelpitoisuudet aiheuttavat kasveille nekroosia ja kloroosia, juurten kehityshäiriöitä ja sitä kautta koko kasvin aineenvaihdunta häiriintyy. Jätelietteen lannoitekäytön on todettu tehostavan kasvien kykyä ottaa nikkeliä

maasta (Kabata-Pendias ym. 1992, IPCS raportti 108, 1991). Nikkelin enimmäispitoisuudeksi talousvesissä on asetettu 20 µg/l (STM asetus 461/2000).

Joidenkin kasvisukujen, mm. kilpiruohot (*Alyssum*), tiedetään kestävän hyvin suuria nikkelpitoisuuksia. Näiden niin sanottujen hyperakkumulaattorikasvien kuivapainosta on mitattu jopa 1000-50000 mg/kg nikkelpitoisuuksia. Normaalisti kasvien nikkelpitoisuudet ovat 0,05-5 mg/kg kuivapainosta. Kasveissa nikkeli varastoituu lähinnä lehtiin ja siemeniin (Kabata-Pendias ym. 1992, IPCS raportti 108, 1991). Nikkelin vaikutukset maaperäeläimiin ovat heikommin tunnetut (Heliövaara ym. 1993).

4.3 SINKKI

Sinkki on metallinen, sinertävänvalkea alkuaine, jonka järjestysluku on 30. Sinkkiä esiintyy luonnossa mm. sinkkivälkkeessä ja muissa sulfidimineraaleissa ja sen luonnollinen hapetusaste on Zn^{2+} . Sinkki kuuluu jaksollisen järjestelmän 12. ryhmään. Sinkki on maailman neljänneksi käytetyin metalli. Käyttökohteita ovat esimerkiksi galvanointi ja alkaliparistot. Seosmetallina sinkki on ainesosana pronssissa, messingissä ja uushopeassa (IPCS raportti 221, 2001).

Sinkkiä päätyy ympäristöön erityisesti metallinjalostusteollisuudesta, kaivosteollisuudesta ja jätteenpolto- ja käsittelylaitoksista. Jätelietteiden käyttö lannoitteena aiheuttaa sinkin kertymistä viljelysmaihin ja sitä kautta viljelykasveihin. Maaperän luonnollisiin sinkin taustapitoisuuksiin vaikuttavat mm. alueen geologiset olosuhteet, metsäpalot ja vulkaaninen toiminta ja näin ollen maaperän taustapitoisuudet voivat vaihdella hyvinkin paljon maantieteellisesti (Kabata-Pendias ym. 1992, IPCS raportti 221, 2001). Sinkin fysikaalisia ominaisuuksia on esitelty tarkemmin taulukossa 1.

Sinkillä on erittäin tärkeä rooli biologisissa prosesseissa. Se osallistuu lukuisten entsyymien ja hormonien toimintaan. Kasveilla sinkki on osallisena mm. auksiinin synteesissä (Tirri ym. 2006). Sinkin on myös havaittu lisäävän kasvien vastustuskykyä esimerkiksi kuivuuden aiheuttaman stressin yhteydessä (Kabata-Pendias ym. 1992).

Eläimille käytettävissä olevan sinkin täytyy olla liukoisessa, orgaanisessa muodossa esim. kelaatteina, mutta kasvit pystyvät ottamaan maasta myös ionimuotoista (Zn^{2+}) sinkkiä.

Liukoisessa muodossa olevan sinkin määrä vähenee voimakkaasti pH:n noustessa yli 5 ja sinkin pidättyminen lisääntyy sitä mukaa, mitä korkeammaksi pH nousee. Tehokkaasti sinkkiä sitovat orgaaninen aines, sedimentit ja savi, lisäksi adsorptiota tapahtuu muiden metalliyhdisteiden, kuten rautaoksidien kanssa. Vaikka pH:n nousu aiheuttaa sinkin tehokasta pidättymistä, sitä pidetään varsin liikkuvana metallina ainakin, jos sitä verrataan kupariin tai nikkeliin (Heikkinen 2000, Kabata-Pendias ym. 1992).

Happamuuden aiheuttama sinkin huuhtoutuminen voi olla niin suurta, että kasvit saavat sinkin puutosoireita. Puutosta voi aiheuttaa myös maaperän emäksisyys tai korkea kalsiumpitoisuus, joiden vaikutuksesta sinkki on muodostanut hyvin kestäviä, liukenemattomia yhdisteitä (Heikkinen 2000, Kabata-Pendias ym. 1992). Suurina pitoisuuksia sinkki aiheuttaa kasvien lehtiin kloroosia ja nekroosia sekä häiriöitä juurten ja versojen kasvuun. Myrkyllisyyttä saattaa lisätä muiden raskasmetallien, kuten kuparin ja nikkelin samanaikainen esiintyminen. Toisaalta sinkki ja kupari ovat toistensa antagonisteja, joten jos molempien pitoisuus maassa on korkea, ne voivat vähentää toistensa bioakkumulaatiota (Kabata-Pendias ym. 1992). Toisilla kasveilla paitsi sinkin sietokyky, myös kyky sitoa sinkkiä itseensä on suuri. Esimerkiksi laukkaneilikka (*Armeria maritima*) ja nurmikohokki (*Silene vulgaris*) pystyvät kasvamaan hyvinkin saastuneella kasvualustalla ja näiden kasvien käyttöä on tutkittu myös maa-alueiden puhdistamiseen (Ciarkowska ym. 2008).

Maaperän kohonneiden sinkkipitoisuuksien on todettu aiheuttavan hyppyhäntäisille ongelmia erityisesti lisääntymisessä. Samoin kuin kuparin kohdalla, myös sinkin on havaittu aiheuttavan hyppyhäntäisten munien kuoriutumattomuutta maan pitoisuuden ollessa 800 mg/kg (Xu ym. 2009).

Taulukko 1. Kuparin, nikkelin ja sinkin fysikaalisia ominaisuuksia. (Lähteet Cotton ym. 1999, ICSC 0062, 2001, ICSC 1205, 1994)

	Kemiallinen merkki	Järjestysluku	Atomimassa (amu)	Sulamispiste (°C)	Kiehumispiste (°C)	Tiheys (g/cm ³)
Kupari	Cu	29	63,546	1083	2567	8,96
Nikkeli	Ni	28	58,693	1455	2730	8,90
Sinkki	Zn	30	65,38	419	907	7,14

5 TYÖN TAVOITTEET

Työn tavoitteena oli selvittää metallikuormittuneen maaperän hajotustoimintaa lehtikarikkeen hajoamisnopeuden avulla yhden kasvukauden aikana. Karikkeen hajoamisnopeutta verrattiin humuksen kokonais- ja helppoliukoisiin metallipitoisuuksiin Luikonlahden kaivosalueen eri näytepisteissä. Tutkimuksessa keskityttiin erityisesti kuparin (Cu), nikkelin (Ni) ja sinkin (Zn) mahdollisiin vaikutuksiin, koska kyseiset metallit ovat Luikonlahdella aiemmin toimineen kaivoksen päätuotteita. Lisäksi tutkittiin humuksen tärkeimpien makroravintoaineiden kalsiumin (Ca), fosforin (P), kaliumin (K), rikin (S), magnesiumin (Mg), raudan (Fe) ja typen (N) pitoisuusvaihtelujen yhteyttä maaperän hajotustoimintaan. Maaperän ominaisuuksien osalta tarkasteltiin humuksen hiilipitoisuuden, orgaanisen aineksen määrän sekä happamuuden (pH) ja kationinvaihtokapasiteetin (Cation exchange capacity CEC) suhdetta maaperän hajotustoimintaan.

Karikkeen hajoamista ja humuksen metallipitoisuuksia eri näytepisteissä verrattiin myös maaperäeläinten esiintyvyyteen ja vallitsevaan kasvillisuuteen. Maanäytteistä selvitettiin maaperän hajotustoiminnassa mukana olevien pieneliöiden määrää ja eliöiden välisiä määrällisiä suhteita. Havainnoitavat pieneliöt näytepisteillä olivat punkit (*Acari*), hyppyhäntäiset (*Collembola*), sukkulamadot (*Nemata*), änkyrimadot (*Enchytraeidae*), hämähäkit (*Araneae*), pistiäiset (*Hymenoptera*), lierot (*Lumbricidae*) ja karhukaiset (*Tardigrada*). Kasvillisuuskartoituksella selvitettiin karikekokeessa käytettyjen näytepisteiden kasvilajit, niiden peittävydet ja niiden mahdollinen vaikutus maaperän hajotustoiminnalle.

6 AINEISTO JA MENETELMÄT

6.1 TUTKIMUSALUEEN KUVAUS

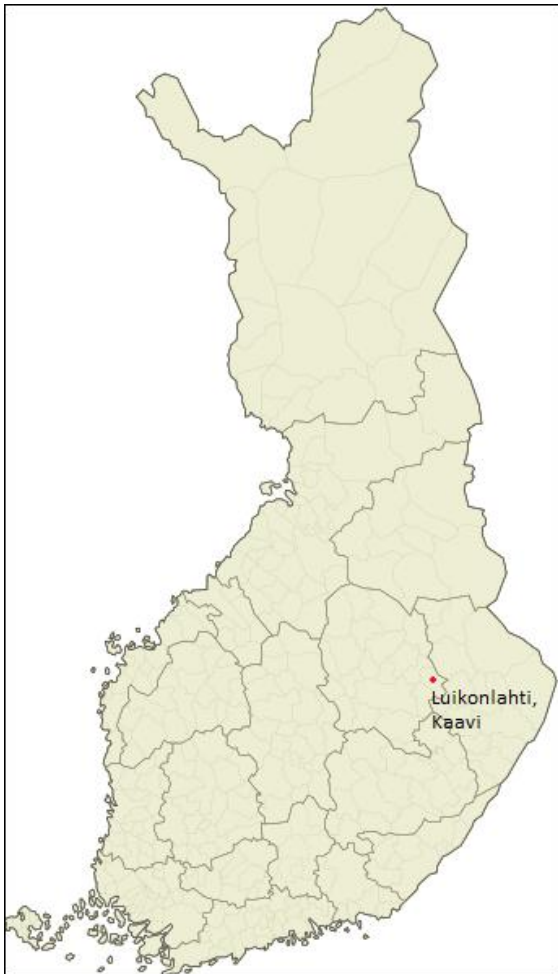
Tutkimusalueena oli Kaavin Luikonlahden kylässä vuosina 1968-1983 toiminut rikastamo- ja kaivosalue. Luikonlahden kylä sijaitsee Kaavilla Pohjois-Savossa, 11 kilometriä Kaavin keskustasta itään (KKJ:n maantieteelliset koordinaatit ovat N/lat 62° 56' 9.984" ja E/lon 28° 42' 30.916" (Kuva 1). Kaivoksen päärikastetuotteet ovat olleet kupari, koboltti, sinkki, nikkeli ja rikki. (Eskelinen ym., 1983). Kaivokseen on kuulunut niin avolouhoksia, kuin maanalaisia kaivostunneleita. Kuparikaivostoiminnan loputtua alueen infrastruktuuria on hyödynnetty talkin rikastukseen, joka alkoi vuonna 1983 ja päättyi vuonna 2006. Kuparin rikastustoiminta jatkuu jälleen vuonna 2012, kun australialainen Altona Mining Ltd aloittaa Kylylahden kaivokselta nostamansa malmin rikastamisen Luikonlahden rikastamoalueen jo olemassa olevissa tiloissa.

Kaivoksen lähiympäristössä on neljä kaivostoiminnassa syntynyttä sivukiven läjitysalueita, jotka sijaitsevat päälouhoksen sekä Pajamalmi -louhoksen vierellä. Läjityskasoista osa on täysin vailla kasvipeitettä. Syntynyttä sivukiveä on käytetty myös kaivostäyttöön. Läjitysalueiden kiviaines koostuu samoista metalleista kuin varsinainen malmikivi, mutta niiden metallipitoisuudet ovat alhaisemmat. (Räisänen 2004).

Kaivosalueen maaperä koostuu pääasiallisesti moreenista. Vallitsevat kivilajit kaivosalueella ovat serpentiniitti, karsi- ja karbonaattikivet sekä mustaliuske. Sulfidimalmin isäntäkivenä on kvartsikivi. Kaivosalueen ulkopuolen kallioperä on kiillegneissia, graniittia ja granodioriittia. (Eskelinen ym. 1983).

Valumavesiä kulkeutuu kaivosalueen länsipuolella sijaitsevaan Retusen Petkellahteen (kuva 2) ja eteläpuolella olevan Heinälammen ja Kylmäpuron kautta Rikkaveteen. Suurin osa valumavesistä on kulkeutunut joko luontaisten tai 2006-2007 rakennettujen kosteikkojen läpi, joihin liuenneita metalleja, sekä kiintoainesta pidättyy (Cravotta ym. 2008). Kosteikkojen yhteyteen rakennetut padot on koostettu kalkkipitoisesta kivistä, joka alkoi vettä ja osaltaan auttaa stabiloimaan vedessä olevia metalleja. Kalkkikiveä on kasattu myös vesiuomiin. Edellä kuvattu veden puhdistustekniikka on samankaltainen kuin SAPS (Successive Alkalinity Producing System) tekniikkana tunnettu veden puhdistusmenetelmä (Jage ym. 2001).

Runsaasta kesäasukkaiden määrästä johtuen sekä Retusen että Rikkaveden käyttö vapaa-ajan kalastukseen, kuin myös muuhun virkistyskäyttöön, on runsasta.



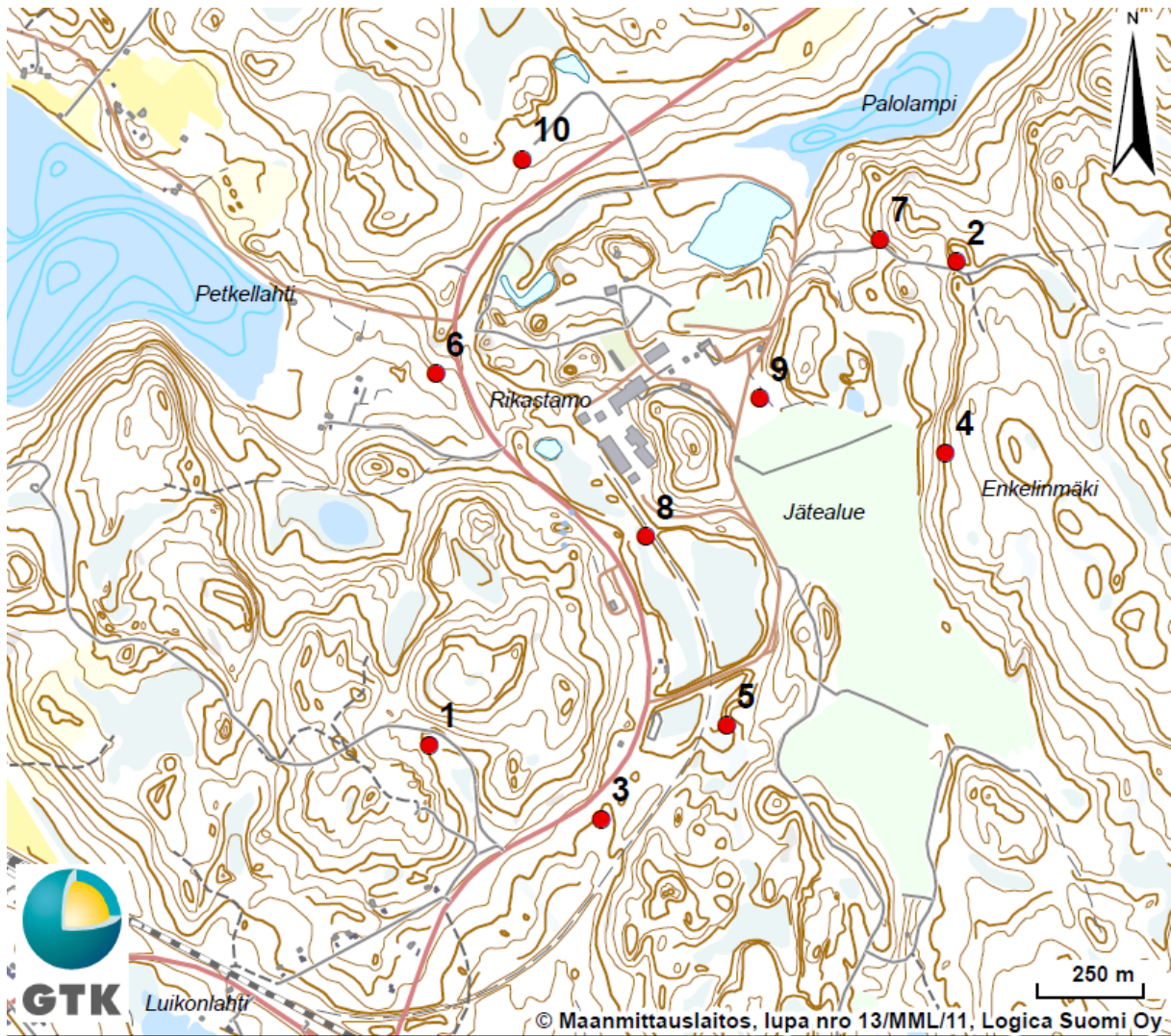
Kuva 1. Luikonlahden kaivosalueen sijainti.

6.2 NÄYTEPISTEIDEN VALINTA

Luikonlahden kaivosalue jaettiin Geologian Tutkimuskeskuksen (GTK) toimesta 64:ään leveydeltään 250 metrin ruutuun (pinta-ala yhteensä 4 km²), joista tähän tutkimukseen valittiin yhteensä kymmenen ruutua. Valittuihin ruutuihin perustettiin näytepisteet ja ne numeroitiin 1-10 (kuva 2). Näytepisteitä valittaessa tavoitteena oli monipuolinen otanta, joka huomioisi suotovesien ja rataliikenteen aiheuttaman pölyn vaikutuksen.

6.3 HUMUSNÄYTTEIDEN KEMIALLISET ANALYYSIT

Syksyllä 2010 kerättiin Luikonlahden alueelta humusnäytteitä lieriönmuotoisella näytteenottimella, jonka halkaisija oli 10,7 cm ja korkeus 12 cm. Näytteet koostettiin osanäytteistä, joita otettiin 4-9 kpl kultakin näytepisteeltä, humuskerroksen paksuuden mukaan. Osanäytteet olivat paksuudeltaan keskimäärin 4-5 cm. Humusnäytteistä alkuaineiden kokonaispitoisuudet määritettiin Labtium Oy:ssä käyttämällä mikroaaltouunitehosteista typpihappohajotusta (EPA 3051), joka on sopiva runsaasti orgaanista ainesta sisältäville näytteille. Pitoisuudet mitattiin ICP-AES- (Induktiivisesti kytketty plasma-atomiemissiospektrometri) ja ICP-MS- (Induktiivisesti kytketty plasmamassaspektrometri) menetelmillä. Helppoliukoisessa muodossa olevien alkuaineiden pitoisuudet määritettiin 1 M ammoniumasetaattiutolla, jossa pH on 4.5. Metallipitoisuudet mitattiin tässä tapauksessa ICP-AES- menetelmällä. Kationinvaihtokapasiteetti (CEC) määritettiin käyttämällä 0,1 M bariumkloridi uuttoa (ISO 13536) ja hehkutushäviö eli tuhkapitoisuusmääritys tehtiin gravimetrisesti 550 °C. (Labtium Oy).



Kuva 2. Luikonlahden näytteenottopisteiden sijainti kaivosalueella. Näytepisteet 1-10 on merkitty karttaan punaisilla merkeillä.

6.4 LEHTIKARIKKEEN HAJOAMISKOE

Lehtikarikkeen hajoamista testattiin näytepisteillä karikepussien avulla. Kooltaan 9x10 senttimetriä oleviin nailonpussisiin punnittiin viisi grammaa +30 °C:ssa kuivattuja nuorista lehtipuista, lähinnä koivusta irronneita lehtiä. Ennen kuivausta lehtiä säilytettiin kolme päivää kylmiössä +5 °C. (UN 2010) Pussinsuut suljettiin kuparilangalla ja niihin kiinnitettiin pussin ja näytepisteen tunnuksella sisältävä muovinen merkitsemisliuska. Pusseja oli yhteensä 160 kappaletta eli 16 kpl kullakin kymmenellä näytepisteellä.

Karikepussit vietiin Luikonlahden kaivosalueen näytepisteisiin 20.10.2010. Kuljetuksen aikana karikepussit säilytettiin kylmälaukussa. Karikepussit sijoitettiin istutuslapiota apuna

käyttäen 3-10 senttimetrin syvyydelle pintamaahan riveihin, joissa pussien välinen etäisyys oli noin 10 cm ja rivien välinen etäisyys noin 50 cm. Ohuesta humuskerroksesta johtuen osa pusseista joutui kosketukseen kivennäismaan kanssa.

Ensimmäiset neljä karikepussia haettiin maastosta 17.5.2011 (209 maassa olo vuorokauden jälkeen) kultakin näytepisteeltä. Toinen erä haettiin 22.6.2011 (245 vuorokauden jälkeen), kolmas erä 26.7.2011 (279 vuorokauden jälkeen) ja viimeinen erä 23.8.2011 (307 vuorokauden jälkeen). Pussit valittiin hakukerroilla kultakin näytepisteeltä satunnaisesti. Karikepussien noutamisen yhteydessä havainnoitiin ympäristössä tapahtuneita muutoksia ja muita karikkeisiin mahdollisesti vaikuttavia tekijöitä. Kuljetuksen aikana karikepussit säilytettiin kylmälaukussa ja lopulta kylmiössä +5 °C lämpötilassa enintään 3 vrk. Pussien sisältämä karike puhdistettiin roskista, maa-aineksesta, sekä muista epäpuhtauksista käsin ja vesipesun avulla, minkä jälkeen karike kuivattiin +30 °C:ssa noin 3 vuorokautta. Hauraiden lehtien puhdistamisessa varottiin niiden rikkoontumista ja massan häviämistä. Kuivatun lehtikarikkeen punnitustulosten perusteella laskettiin alkutilanteen karikkeesta hävinnyt massaosuus kunakin keräysajankohtana.

Karikepussien ensimmäisen noutamisen yhteydessä jouduttiin poikkeamaan alkuperäisestä suunnitelmasta näytepisteiden 9 pussien kohdalla, mitkä haettiin vasta 6.6.2011 (227 vuorokauden jälkeen), koska pussit olivat toukokuussa vielä sulamisvesien peitossa. Lisäksi yksi näytepisteiden numero 7 pusseista oli epähuomiossa laitettu näytepisteelle 2, joten karikepussien määrä näytepisteessä 7 oli 15 kappaletta ja näytepisteessä 2 määrä oli 17 kappaletta. Näytepiste 10 menetettiin tutkimuksen aikana, koska kaivosyhtiö perusti sen paikalle moreeninottoalueen. Tästä syystä kyseiseltä näytepisteeltä ei ole saatavilla kariketuloksia kesäkuuta myöhemmältä ajalta. Tilastollisesta käsittelystä poistettiin toukokuun hakukerran osalta yksi karikepussi pisteestä 4, koska karike oli pahoin pihkan tahrinmaa, eikä punnitustulosta voitu pitää totuudenmukaisena. Pisteessä 7 eläimet olivat nostaneet kaksi karikepussia maanpinnalle, joten nämä pussit kerättiin maastosta heti ensimmäisellä noutokerralla.

6.5 MAAPERÄELÄIMET

Maaperäeläinten keräys maanäytteestä perustui Tullgrenin kuiva-ajomenetelmään ja Baermannin märkäajo-menetelmään. Maaperäeläinnäytteet otettiin kaikista kymmenestä näytepisteestä, karikepussien läheisyydestä siten, että etäisyys karikepussisiin oli keskimäärin noin kolme metriä. Ainoastaan yksi osanäyte näytepisteessä 1 oli etäämpänä, noin 50 metrin päässä karikepussista. Maaperäeläinnäytteet otettiin vuoden 2011 touko- ja heinäkuun välisenä aikana käyttäen pohjaverkollista metallilieriötä, jonka halkaisija oli 10 cm ja korkeus 5,5 cm (tilavuus 432 cm³). Ennen näytteen ottamista, maanpinnasta kuorittiin ylin karikekerros pois. Maanäytteitä otettiin neljä kappaletta jokaiselta näytepisteeltä kummallekin ajomenetelmälle. Kuljetuksen aikana näytteet säilytettiin kylmälaukuissa, minkä jälkeen kylmiössä +5 °C yön yli.

Kuiva-ajomenetelmän periaatteena on, että pieneliöt ajetaan valon ja lämmön avulla maanäytteestä pois kohti suotuisampia olosuhteita, kunnes ne tippuvat keräysastiaan. (Coleman ym. 2004). Kuiva-ajolaitteisto koostui valaisimesta, jossa valonlähteenä oli 60 W hehkulamput. Hehkulamppuja oli seitsemän kappaletta ja niitä ympäröi lieriön mallinen suoja, joka suuntasi valoa ja lämpösäteilyä kohti maanäytteen yläpintaa. Itse näyte oli asetettu näytteenottimen kanssa suppiloon ja ottimessa oleva pohjaverkko esti maa-aineksen tippumisen keräysastiaan. Suppilon tarkoituksena oli ohjata eläimet keräysastiaan. Valon voimakkuutta lisättiin vähitellen käyttäen kymmenportaista potentiometriä. Tullgrenin kuiva-ajomenetelmällä kerättiin hyppyhäntäisiä, punkkeja, hämähäkkejä, pistiäisiä ja karhukaisia. Ajon kesto oli noin 6 vuorokautta ja keräysnesteinä oli 70 % etyylialkoholi.

Baermannin märkäajomenetelmän toimintaperiaate on samanlainen kuin Tullgrenin menetelmän, mutta ajoaika on noin 4 tuntia ja keräysastian keräysnesteinä on vesi. Märkäajomenetelmällä kerättiin sukkulamatoja, änkyrimatoja ja lieroja. Vedenpinta oli säädetty suppiloon siten, että vesi oli suorassa yhteydessä maanäytteen alapintaan. Näytteen tutkiminen tehtiin mahdollisimman nopeasti ajon päättymisen jälkeen, koska erityisesti änkyrimadot kuolevat nopeasti veteen jouduttuaan ja ovat kuolleena hyvin hankalia tunnistaa.

Keräysastiaan kertyneet maaperäeläimet tunnistettiin eliöryhmittäin Nikon SMZ 800 stereomikroskooppia hyväksikäyttäen ja niiden lukumäärät laskettiin. Lopuksi maaperäeläinten määrä suhteutettiin neliometriä kohden ja tulos ilmoitettiin yksikössä kpl/m².

6.6 KASVILLISUUSKARTOITUS

Kasvillisuuskartoitus tehtiin neljältä yhden neliömetrin suuruiselta alueelta, kunkin karikenäytepisteen ympäriltä viiden metrin etäisyydeltä karikepusseista. Etäisyys mitattiin kuhunkin neljään pääilmansuuntaan karikepusseista katsottuna. Kasvillisuuskartoitusta ei tehty näytepisteellä 10, koska alueen puusto oli hakattu tutkimuksen aikana, sinne perustettavan moreeninottoaseman takia.

Kartoituspaikka erotettiin ympäristöstä muovisella verkolla, jonka kokonaispinta-ala oli 1 m² ja verkon silmäkoko oli 100 cm². Kukin verkon ruutu vastasi 1 %:a verkon kokonaispinta-alasta. Verkon avulla määritettiin kasvilajien peittävyys. Peittävyuden arvioinnissa periaatteena oli, että jos kasvilaji esiintyi yhdessä verkon 100 ruudusta, sen peittävyys oli 1 % jne.

Kasvillisuuskartoituksessa tarkasteltiin myös pensas- ja puustokerroksen lajistoa. Pensaat ja puut määritettiin säteeltään viiden metrin kokoisesta ympyrästä, jonka keskipisteenä oli kenttäkerroksen kasvillisuuskartoitukseen käytetty paikka. Pensaiksi katsottiin puoli- ja aidot pensaat sekä 0,5-2 metriä pitkät puuntaimet. Puiksi luettiin yli 2 metriset puut ja niiden taimet. Kasvien tunnistamisessa käytettiin apuna Otavan Värikasviota (Hiitonen ym. 1993).

Näytepisteiden kasvillisuuden monimuotoisuutta tarkasteltiin Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin avulla. Indeksien arvo kasvaa sitä mukaa, mitä monipuolisempi kasvilajisto kohdealueella on. Shannon-Wiener diversiteetti-indeksit H' laskettiin kaavalla (Krebs 2009):

Kaava 1

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

jossa s = näytteen lajimäärä

p_i = lajin i yksilömäärän suhteellinen osuus kokonaisyksilömäärästä

6.7 TILASTOLLISET MENETELMÄT

Karikenäytteiden, maaperäeläinnäytteiden ja kasvillisuuskartoitusten keskiarvot, keskihajonnat ja mediaanit laskettiin Microsoft Excel taulukkolaskentaohjelmalla. Tilastolliset analyysit tehtiin IBM SPSS statistics 17.0 ohjelmaa käyttäen.

Tulosten analysoinnissa käytettiin varianssianalyysiä (ANOVA), joka testaa eri ryhmien keskiarvojen yhtäsuuruutta. Ennen tilastollista testausta aineistojen normaalisuus testattiin Kolmogorov-Smirnov testillä ja varianssien yhtäsuuruus Levenen testillä.

Koska karikkeen hajoaminen on esitetty prosenttilukuina, arvoille tehtiin arcsin- muunnos ennen tilastollista testausta. Kaksisuuntaisella varianssianalyysillä testattiin paikan ja ajankohdan vaikutusta sekä niiden mahdollista yhteisvaikutusta karikkeen hajoamiseen. Tilastollisten testien merkitsevyytasoksi valittiin 95 % ($P < 0,05$).

Yksisuuntaisella varianssianalyysillä testattiin paikan vaikutusta maaperäeläinten määrään, jonka jälkeen tehtiin parittaisvertailu (post-hoc testi) käyttäen Tukey's b- testiä tai Dunnett T3- testiä, jos ryhmien varianssit eivät olleet yhtä suuria. Yksisuuntaisella varianssianalyysillä testattiin myös paikan vaikutus Shannon-Wiener diversiteetti-indeksiin eli kasvillisuuden monimuotoisuuteen.

Maaperäeläinten ja humuksen metallipitoisuuksien, maaperäeläinten ja humuksen ominaisuuksien ja Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin, humuksen metallipitoisuuksien ja humuksen ominaisuuksien sekä Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin ja karikkeen hajoamisen välistä riippuvuutta tarkasteltiin ei-parametrisella Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella. Samalla menetelmällä tarkasteltiin myös karikkeen hajoamisen, humuksen metallipitoisuuksien ja maaperän ominaisuuksien välistä riippuvuutta.

7 TULOKSET

7.1 METALLIEN KOKONAISPITOISUUDET HUMUKSESSA

Näytepisteet järjestettiin tulostaulukoihin humuksen kuparin kokonaispitoisuuksien mukaan matalimmasta korkeampaan pitoisuuteen. Humuksen kuparin, nikkelin ja sinkin kokonaispitoisuuksien perusteella näytepiste 9 oli kuormittunein alue (taulukko 4). Kuparin korkein pitoisuus (392 mg/kg) oli näytepisteessä 10.

Verrattaessa kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuuksia maaperän ohjearvoihin (VN 214/2007), nähdään kuparipitoisuuksien ylittävän asuinalueille asetetun alemman ohjearvon näytepisteillä 8 ja 9 (noin kaksin kertaisesti) ja näytepisteellä 10 (noin 2,5 kertaisesti) (taulukko 4). Pahimmillaan kuparipitoisuus ylittää kynnyksarvon näytepisteellä 10 lähes nelinkertaisesti. Myös nikkeliille asetetut alemmat ohjearvot ylittyivät näytepisteellä 4 (noin 1,5 kertaisesti). Sinkin osalta ohjearvojen ylityksiä ei esiintynyt.

Näytepisteen 9 kuormittuneisuus näkyi myös muiden alkuaineiden kohonneina pitoisuuksina (taulukko 4). Raudan pitoisuus humuksessa vaihteli suuresti näytepisteiden välillä: pienin pitoisuus oli 4120 mg/kg pisteessä 1 ja suurin pitoisuus jopa 38900 mg/kg pisteessä 9. Magnesiumpitoisuuksissa vaihtelu oli myös suurta ja korkein pitoisuus oli näytepisteessä 4 ja 9, jotka sijaitsevat hyvin lähellä rikastushiekka-altaan reunaa. Toisaalta alhaisin humuksen magnesiumpitoisuus oli näytepisteessä 3. Kaliumpitoisuus vaihteli vähemmän ja matalin pitoisuus oli pisteessä 9 ja korkein pisteessä 10. Humuksen kalsiumpitoisuudet pysyivät melko tasaisena näytepisteestä riippumatta.

Taulukko 4. Humuksen alkuaineiden kokonaispitoisuudet (mg/kg) Luikonlahden näytepisteissä. Taulukon alaosassa on kuparin, nikkelin ja sinkin luontaiset pitoisuudet sekä niiden vaihteluväli, pitoisuuksien kynnysarvot sekä pitoisuuksien ylemmät (teollisuusalueet) ja alemmat (asuinalueet ja niihin verrattavissa olevat alueet) ohjearvot. n=1 (Ohjearvojen lähde: Valtioneuvoston asetus 214/2007).

Näytepiste	Cu	Ni	Zn	Ca	Fe	K	Mg	P	S
1	32	51	42	3960	4120	716	1740	1180	2030
2	38	35	50	4020	9780	829	3060	606	581
3	89	24	99	5750	9400	995	2280	1070	1820
4	110	170	99	7600	14100	700	17000	780	1870
5	116	68	88	5630	6990	1200	2440	739	2080
6	134	37	49	3670	11000	624	2410	338	544
7	134	77	131	7190	8490	904	4640	801	1450
8	282	92	166	4400	10100	1160	3840	668	1790
9	310	172	176	6380	38900	548	17000	866	2720
10	392	83	161	7190	15600	1270	3310	1260	1590
Luontainen pitoisuus	22 (5-110)	17 (3-100)	31 (8-110)						
Kynnysarvo	100	50	200						
Alempi ohjearvo	150	100	250						
Ylempi ohjearvo	200	150	400						

7.2 METALLIEN LIUKOISET PITOISUUDET HUMUKSESSA

Korkeimmat kuparin (31,9 mg/kg) ja nikkelin (35,7 mg/kg) liukoiset pitoisuudet esiintyivät näytepisteessä 9 (taulukko 5). Kuparin liukoinen pitoisuus oli keskimäärin noin 6,5 % kuparin kokonaispitoisuuksista ja nikkelin liukoinen pitoisuus noin 20 % kokonaispitoisuuksista. Korkeimmat sinkin liukoiset pitoisuudet olivat pisteessä 8 (106 mg/kg). Sinkin liukoiset pitoisuudet olivat keskimäärin noin 53 % kokonaispitoisuuksista. Kalsiumin korkeimmat liukoiset pitoisuudet olivat näytepisteissä 4 ja 7. Raudan liukoinen pitoisuus vaihteli välillä 42 - 3400 mg/kg.

Taulukko 5. Humuksen helppoliukoiset alkuainepitoisuudet (mg/kg) Luikonlahden näytepisteissä. n=1

Näytepiste	Cu	Ni	Zn	Ca	Fe	K	Mg	P	S
1	0,4	9,9	22,6	2990	42	443	1610	21,7	38,5
2	3,3	5,3	21	950	967	202	342	14,8	1
3	2,2	4,2	53,8	3620	368	468	645	14,5	52,1
4	4,2	25,7	46,9	5350	574	487	5980	4,9	1
5	5,2	14,9	55,9	4010	137	849	1200	21,7	443
6	13,3	7,7	25	1530	1210	132	664	15,7	45,8
7	7,5	16,6	72,6	4570	340	551	1680	118	155
8	27,3	23,1	106	3060	481	531	1910	10,2	61,9
9	31,9	35,7	77,2	3890	3400	248	3320	1	145
10	31,3	16,4	89	2650	804	598	944	41,7	43,1

7.3 MAAPERÄN OMINAISUUDET JA RAVINTEET

Näytepisteissä humuksen tyypipitoisuus vaihteli välillä 0,38 - 1,78 % ollen korkeimmillaan pisteessä 1 (taulukko 6). Humuksen hiilipitoisuuden vaihteluväli oli 8,5 - 33,1 %, korkeimman pitoisuuden ollessa niin ikään pisteessä 1. Hiilen mediaaniarvo oli 28,1 %. Hiili/typpi suhde oli pienin näytepisteellä 9 (14,19 %) ja suurin pisteellä 7 (26,14 %). Vaihteluväli maan pH:n osalta oli 3,6 - 5,2. Korkein humuksen pH oli näytepisteissä 4 (pH 5,2) ja 9 (pH 5,0). Kationinvaihtokapasiteetti vaihteli 11,3 – 67,4 cmol/kg välillä. Orgaanisen aineksen määrä oli korkein näytepisteessä 2 (85,2 %) ja pienin pisteessä 1 (35,2 %) (taulukko 6).

Taulukko 6. Humuksen tyyppi (%), hiili (%), pH, kationinvaihtokapasiteetti (CEC)(cmol/kg) sekä orgaanisen aineksen pitoisuudet (OM, Organic Matter) Luikonlahden näytepisteissä. (%) n=1

Näytepiste	N	C	pH	CEC	OM
1	1,78	33,1	3,6	42	35,2
2	0,38	7,9	4,1	11,3	85,2
3	1,6	24,1	3,8	28,8	53,7
4	1,09	27,7	5,2	67,4	41,9
5	1,47	31,7	3,8	41,7	42,4
6	0,53	8,5	4,3	19,1	83,3
7	1,14	29,8	4,1	44,8	44,0
8	1,3	28,5	3,7	39,5	40,2
9	1,67	23,7	5,0	49,3	55,8
10	1,24	29,1	3,9	26,7	47,9

Kaikkien kymmenen näytepisteen tuloksista lasketut humuksen kokonaismetallipitoisuuksien keskipitoisuudet, pitoisuuksien keskihajonnat, mediaanit ja vaihteluvälit on esitetty taulukossa 7 ja vastaavat tiedot humuksen liukoisille pitoisuuksille taulukossa 8. Keskiarvoja tarkasteltaessa havaitaan ainoastaan kuparille annetun alemman ohje-arvon ylittyvän.

Taulukko 7. Humuksen kokonaismetallipitoisuuksien (mg/kg) keskiarvot, keskihajonnat, mediaanit ja minimi- ja maksimipitoisuudet (min-max) Luikonlahden näytepisteissä. n=10

Alkuaine	Keskiarvo	Mediaani	Min-Max
Cu	163,7 ± 121,6	125	32-392
Ni	80,9 ± 52,4	72,5	24-172
Zn	106,1 ± 50,6	99	42-176
Ca	5275 ± 1435,9	5015	3670-7600
Fe	12848 ± 9716	9940	4120-38900
K	894,6 ± 254,3	866,5	548-1270
Mg	5772 ± 5976,1	3185	1740-17000
P	830,8 ± 278,2	790,5	338-1260
S	1647,5 ± 665,1	1805	544-2080

Taulukko 8. Humuksen helppoliukoisten metallipitoisuuksien (mg/kg) keskiarvot, keskihajonnat, mediaanit ja minimi- ja maksimipitoisuudet (min-max) Luikonlahden näytepisteissä. n=10

Alkuaine	Keskiarvo	Mediaani	Min-Max
Cu	12,7 ± 12,6	6,4	0,4-31,9
Ni	16 ± 10	15,7	4,2-35,7
Zn	57 ± 29,2	54,9	21-106
Ca	3262 ± 1332,8	3340	950-5350
Fe	832,3 ± 972,4	527,5	42-3400
K	450,9 ± 211,6	477,5	132-849
Mg	1829,5 ± 1689,2	1405	342-5980
P	26,6 ± 34	15,3	1-118
S	98,6 ± 131,7	49	1-443

7.4 KARIKKEET

Lehtikarikkeen keräysajankohdalla oli tilastollisesti erittäin merkitsevä vaikutus lehtikarikkeen hajoamiseen ($F = 207,470$, $P < 0,001$). Seitsemän kuukauden maassaolon jälkeen toukokuun puolivälissä lehtikarikkeista oli hajonnut keskimäärin 18,5 %. Eniten viileiden vuodenaikojen aikana hajoamista oli tapahtunut näytepisteessä 5 (24,8 %) ja vähiten

näytepisteessä 7 (12,8 %). Touko- ja kesäkuun havaintokertojen välillä karikkeen hajoamisessa oli tilastollisesti merkitsevä ero (Dunnett T3: $P < 0,001$) ja hajoamista oli tapahtunut keskimäärin 6,1 %, vähiten pisteessä 9 (1,8 %) ja eniten pisteessä 4 (9,4 %). Kesä-heinäkuun välillä hajoamista oli tapahtunut keskimäärin 8,5 % ja tämä ero oli niin ikään tilastollisesti merkitsevä (Dunnett T3: $P < 0,001$). Tällä aikavälillä hajoamista oli tapahtunut vähiten pisteessä 9 (5,6 %) ja eniten pisteessä 6 (12,2 %). Heinä- ja elokuun välillä hajoamista tapahtui vain niillä näytepisteillä, joilla kuparipitoisuus oli alle 100 mg/kg (pisteet 1, 2 ja 3) eikä tilastollisesti merkitsevää eroa ajankohtien välillä enää ollut (Dunnett T3: $P > 0,05$) (taulukko 9, kuva 3).

Myös paikka vaikutti merkitsevästi lehtikarikkeen hajoamiseen ($F = 17,518$, $P < 0,001$). Jatkotarkastelussa suuntaa antava merkitsevyys havaittiin 90 % merkitsevyystasolla siten, että näytepiste 7 erosi pisteistä 4, 5 ja 6 (Dunnett T3: $P < 0,1$). Tilastollisessa tarkastelussa havaittiin myös ajan ja paikan yhteisvaikutus lehtikarikkeen hajoamiseen ($F = 2,771$, $P < 0,001$). Tämä johtuu siitä, että pisteissä joissa humuksen kuparipitoisuus oli alle 100 mg/kg (pisteet 1, 2 ja 3) hajoamista oli vielä tapahtunut heinä- ja elokuun tarkastelukertojen välillä, mutta pisteissä, joissa kuparipitoisuus oli yli 100 mg/kg (pisteet 4, 5, 6, 7, 8 ja 9) karikkeiden hajoamista ei tällä ajanjaksolla juuri tapahtunut ja eniten kuormittuneilla pisteillä karikkeen massa lisääntyi (keskimäärin noin 3 %). Syvyydellä, johon karikepussi oli asetettu, ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta karikkeen hajoamiseen (Dunnett T3: $P > 0,05$). Tarkastelu tehtiin sekä aritmeettisilla, että geometrisillä keskiarvoilla.

Karikkeen massahävikin tarkastelu eri keräysajankohtina osoitti, että toukokuussa ja kesäkuussa pisteessä 7 karikkeen hajoaminen oli kaikkein vähäisintä ja se erosi toukokuussa kaikista muista näytepisteistä paitsi pisteestä 10 ja kesäkuussa kaikkien muiden pisteiden karikkeen hajoamisen keskiarvosta. Heinäkuun kohdalla pisteen 6 karikkeen hajoaminen oli kaikkein suurinta ja se erosi pisteiden 7 ja 9 karikkeiden hajoamisesta ja toisaalta elokuussa pisteissä 1 ja 2 hajoaminen oli ollut suurinta eroten pisteistä 7 ja 9 (taulukko 9).

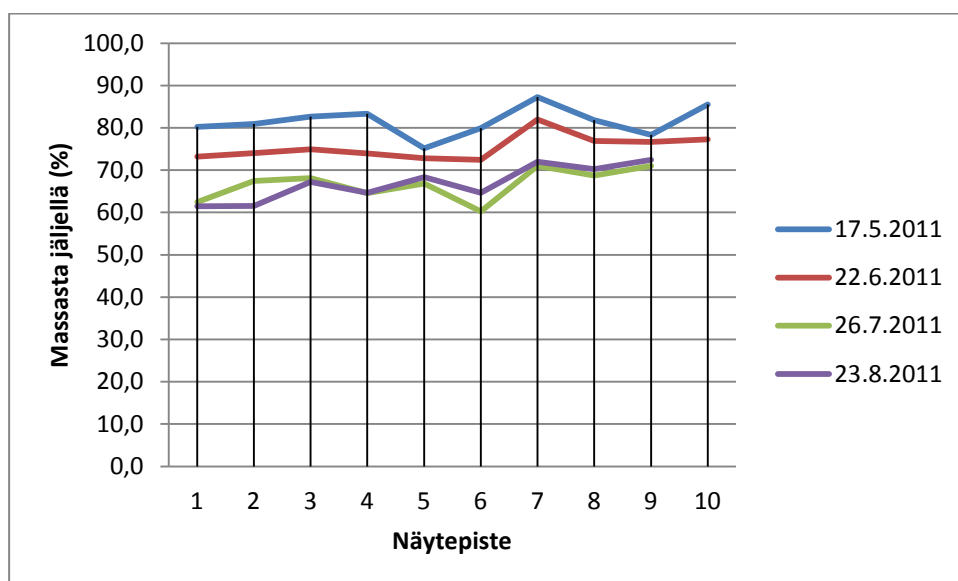
Suurin koko kokeen aikana tapahtunut prosentuaalinen häviämä oli näytepisteissä 1 ja 2, joissa noin 38,5 % lehtikarikkeen massasta oli hävinnyt. Pienin massan alenema oli näytepisteissä 7 ja 9, joissa massasta oli hävinnyt noin 28 %.

Karikkeen hajoamisen ja humuksen sinkin kokonaispitoisuuden ($r = 0,266$, $P = 0,004$) sekä sinkin liukoisuuden välillä ($r = 0,252$, $P = 0,006$) havaittiin tilastollisesti merkitsevä positiivinen riippuvuus. Lehtikarikkeen hajoamisella ei havaittu tilastollisesti merkitsevää

riippuvuutta muiden metallipitoisuuksien, eikä humuksen pH:n, orgaanisen aineksen, kationinvaihtokapasiteetin, typen eikä hiilen kanssa ($P > 0,05$).

Taulukko 9. Lehtikarikkeen keskimääräinen jäljellä oleva massa ja keskihajonta prosentteina 2011 kasvukauden aikana Luikonlahden näytepisteissä. $n=4$. Sarakkeen sisällä eri kirjaimella merkityt keskiarvot eroavat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi (Tukey B, $P < 0,05$).

Näytepiste	Toukokuu	Kesäkuu	Heinäkuu	Elokuu
1	80,2 ± 1,1 bc	73,2 ± 2,8 abc	62,4 ± 7,0 ab	61,5 ± 6,1 a
2	80,9 ± 0,7 bc	74,0 ± 1,6 abc	67,4 ± 1,3 abc	61,6 ± 6,5 a
3	82,6 ± 1,0 cd	75,0 ± 0,4 abc	68,1 ± 1,2 bc	67,2 ± 3,1 ab
4	83,3 ± 10,8 ab	73,9 ± 1,8 abc	64,6 ± 4,9 abc	64,6 ± 3,0 ab
5	75,2 ± 1,8 a	72,8 ± 1,2 ab	66,8 ± 0,6 abc	68,3 ± 3,8 ab
6	79,9 ± 2,3 bc	72,4 ± 2,2 a	60,2 ± 2,0 a	64,7 ± 5,3 ab
7	87,2 ± 1,6 e	81,9 ± 1,5 d	71,0 ± 3,0 c	72,0 ± 3,3 b
8	81,8 ± 1,4 bc	76,9 ± 1,4 bc	68,7 ± 3,4 bc	70,2 ± 2,6 ab
9	78,4 ± 1,3 ab	76,6 ± 2,2 abc	71,0 ± 2,0 c	72,4 ± 2,5 b
10	85,5 ± 2,5 de	77,3 ± 1,9 c	-	-



Kuva 3. Lehtikarikkeesta jäljellä oleva massa (%) kasvukauden 2011 aikana Luikonlahden näytepisteissä.

7.5 MAAPERÄELÄIMET

Yksisuuntaisen varianssianalyysin mukaan paikka vaikutti merkitsevästi punkkien ($F = 4,551$, $P = 0,001$), hyppyhätäisten ($F = 5,598$, $P < 0,001$), sukkulamatojen ($F = 2,803$, $P = 0,016$), änkyrimatojen ($F = 5,118$, $P < 0,001$) ja toukkien ($F = 3,053$, $P = 0,010$) lukumäärään. Tarkemmassa tarkastelussa pisteessä 10, jossa humuksen kuparipitoisuus oli korkein (392 mg/kg), punkkien määrä erosi merkitsevästi pisteistä 2, 6 ja 9. Sukkulamatojen kohdalla pisteet 2 ja 9 eroavat toisistaan ja änkyrimatojen kohdalla piste 10 eroaa pisteistä 1, 4, 5 ja 8. Hyppyhätäisten osalta merkitseviä eroja paikkojen välille ei enää löytynyt. Maaperäeläinten yksilömäärien keskihajonnat ovat hyvin suuret näytepisteiden sisällä (taulukko 10).

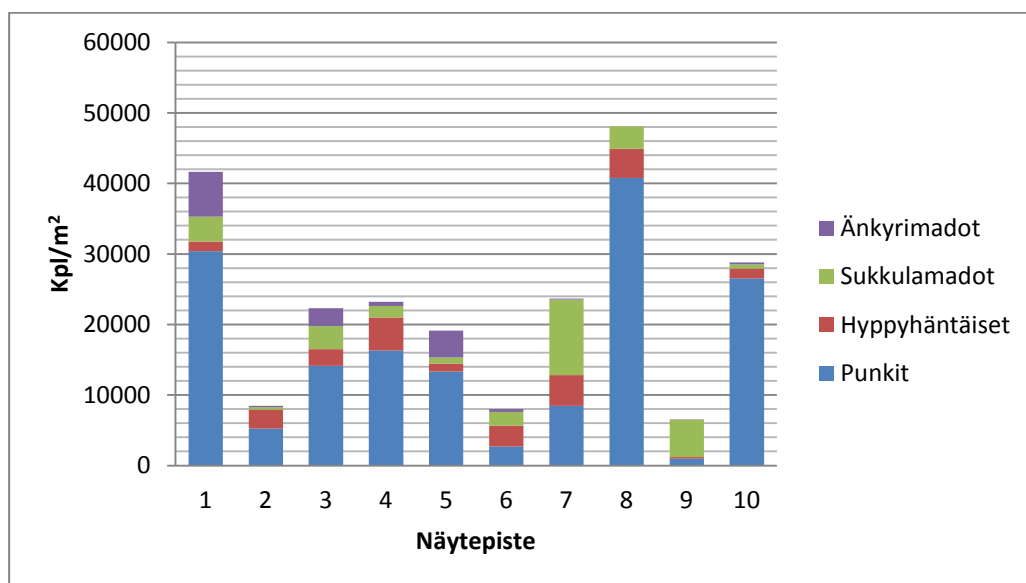
Punkteja oli runsaimmin pisteestä 8 (40790 kpl/m²), näytepisteiden välinen vaihteluväli oli 988 - 40790 kpl/m² (taulukko 10). Hyppyhätäisten vaihteluväli näytepisteiden välillä oli 223 - 4684 kpl/m² ja suurin yksilömäärä oli pisteessä 4 (4684 kpl/m²). Sukkulamatoja oli eniten pisteessä 7 (10676 kpl/m²), pisteiden vaihteluväli oli 382 - 10676 kpl/m². Änkyrimatojen määrä oli pienin pisteillä, joissa kupari- ja sinkkipitoisuus oli kohonnut ($\text{Cu} > 110$ mg/kg; $\text{Zn} > 100$ mg/kg). Änkyrimatoja ei löytynyt lainkaan näytepisteestä 8, ja enimmillään niitä oli näytepisteessä 1 (6342 kpl/m²), jossa kuparipitoisuus oli alhaisin (taulukko 10). Näytepisteistä 2, 6 ja 9 löytyi määrällisesti vähiten tutkittuja maaperäeläimiä (kuva 4). Pistiäiset, karhukaiset ja lierot jätettiin huomiotta tuloksissa, koska niitä ei löytynyt lainkaan tai määrä oli hyvin vähäinen.

Tarkastelluista maaperäeläimistä punkkien osuus oli yleensä suurin, keskimäärin 58,3 % kaikista lajeista (taulukko 11). Sukkulamatojen osuus oli suurin pisteissä 7 ja 9 (45 % ja 81 %) esiintyvistä lajeista ja pisteessä 6 suurinta ryhmää edustivat hyppyhätäiset (noin 37 %). Näytepisteiden sisällä vaihtelu oli suurta, varsinkin punkkien kohdalla (taulukko 10).

Korrelaatioanalyysissä havaittiin, että maaperäeläinten esiintymisen ja lehtikarikkeen hajoamisen välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää riippuvuutta ($P > 0,05$).

Taulukko 10. Punkkien, hyppyhäntäisten, sukkulamatojen, änkyrimatojen ja toukkien lukumäärät (kpl/m^2) ja keskihajonnat Luikonlahden näytepisteissä, $n=4$. Sarakkeen sisällä eri kirjaimella merkityt keskiarvot poikkeavat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan (Dunnett T3, $P < 0,05$).

Piste	Punkit	Hyppyhäntäiset	Sukkulamadot	Änkyrimadot	Toukat
1	30401 ± 38229 ab	1370 ± 848 a	3537 ± 3643 ab	6342 ± 6941 b	159 ± 122 a
2	5226 ± 1209 a	2677 ± 786 a	382 ± 180 a	159 ± 241 ab	255 ± 147 a
3	14117 ± 14138 ab	2390 ± 1103 a	3282 ± 2546 ab	2518 ± 3621 ab	159 ± 122 a
4	16316 ± 1514 ab	4684 ± 2395 a	1625 ± 989 ab	605 ± 610 b	96 ± 64 a
5	13321 ± 11826 ab	1147 ± 1209 a	860 ± 653 ab	3824 ± 3820 b	414 ± 492 a
6	2709 ± 283 a	2964 ± 2043 a	1944 ± 989 ab	382 ± 275 ab	32 ± 64 a
7	8477 ± 7017 ab	4366 ± 1831 a	10676 ± 11296 ab	159 ± 319 ab	64 ± 74 a
8	40790 ± 39449 ab	4111 ± 3607 a	3187 ± 4847 ab	0 ± 0 b	223 ± 122 a
9	988 ± 645 a	223 ± 301 a	5322 ± 2238 b	32 ± 64 ab	32 ± 64 a
10	26514 ± 12695 b	1402 ± 429 a	605 ± 753 ab	287 ± 241 a	669 ± 661 a



Kuva 4. Änkyrimatojen, sukkulamatojen, hyppyhäntäisten ja punkkien keskimääräiset lukumäärät (kpl/m^2) näytepisteittäin. $n=4$

Taulukko 11. Kunkin maaperäeläinryhmän suhteellinen osuus prosentteina (%) näytepisteen maaperäeläinten kokonaisuusilö määrästä (kpl/m²). n=4

Piste	Eläimet					
	yhteensä (kpl/m ²)	Punkit (%)	Hyppyhäntäiset (%)	Sukkulamadot (%)	Änkyrimadot (%)	Toukat (%)
1	41809	72,7	3,28	8,46	15,17	0,38
2	8699	60,1	30,8	4,39	1,83	2,93
3	22466	62,8	10,64	14,61	11,2	0,71
4	23326	69,9	20,08	6,97	2,59	0,41
5	19566	68,1	5,86	4,40	19,5	2,12
6	8031	33,7	36,91	24,21	4,76	0,40
7	23742	35,7	18,39	44,97	0,67	0,27
8	48311	84,4	8,51	6,60	0,00	0,46
9	6597	15,0	3,38	80,67	0,49	0,49
10	29477	89,9	4,76	2,05	0,97	2,27

Humuksen kuparin ja sinkin kokonaispitoisuuksien ja änkyrimatojen välistä riippuvuutta tarkasteltaessa nähdään merkitsevä negatiivinen suhde (taulukko 12). Nikkelin lisääntynyt liukoinen pitoisuus vähensi änkyrimatojen määrää (taulukko 13). Sekä kromin että raudan kohonneet kokonaispitoisuudet ja liukoiset pitoisuudet vaikuttivat negatiivisesti änkyrimatojen määrään (taulukot 12 ja 13). Punkkien lukumäärän ja kaliumin välillä oli erittäin merkitsevä ($P < 0,001$) positiivinen suhde. Punkkien määrän ja helppoliukoisessa muodossa olevien raudan, kromin ja piin välinen negatiivinen korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä ($P < 0,01$) (taulukko 13).

Taulukko 12. Maaperäeläinten lukumäärän (kpl/m²) suhde humuksen sisältämien alkuaineiden kokonaispitoisuuksiin mg/kg (Spearman korrelaatio). * = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001. n=40

	Punkit	Hyppyhäntäiset	Sukkulamadot	Änkyrimadot	Toukat
Al	-0,390*	-0,002	0,042	0,013	-0,178
B	-0,269	-0,364*	0,149	0,090	-0,214
K	0,598***	0,023	-0,399*	0,135	0,621**
Na	-0,198	-0,074	-0,205	-0,180	0,111
Sb	0,351*	-0,071	0,086	0,389	0,138
V	0,189	0,080	-0,024	-0,429**	0,039
Si	-0,070	-0,044	-0,287	-0,012	0,112
Ba	0,323*	0,229	0,253	0,007	0,013
As	-0,032	-0,097	0,117	-0,230	-0,118
Cd	0,145	-0,361	0,247	0,191	0,047
Cu	-0,015	-0,213	0,063	-0,406**	-0,010
Ni	0,046	-0,164	0,156	-0,299	-0,123
Zn	0,090	-0,109	0,151	-0,512**	0,002
Cr	0,024	0,046	-0,011	-0,391*	-0,073
Fe	-0,162	-0,125	0,012	-0,393*	-0,107
S	-0,019	-0,471**	0,237	0,257	-0,040

Taulukko 13. Maaperäeläinten lukumäärän (kpl/m²) suhde humuksen helppoliukoisessa muodossa oleviin alkuainepitoisuuksiin mg/kg (Spearman korrelaatio). * = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001. n=40

	Punkit	Hyppyhäntäiset	Sukkulamadot	Änkyrimadot	Toukat
Al	-0,153	0,155	-0,178	0,347	0,015
B	-	-	-	-	-
K	0,534***	0,0	-0,177	0,161	0,375*
Na	0,237	0,089	-0,123	0,439**	0,045
Sb	-	-	-	-	-
V	0,380*	0,325*	-0,158	-0,290	0,259
Si	-0,485**	0,126	0,361*	-0,150	-0,581***
Ba	0,325*	0,268	0,117	0,038	0,106
As	-0,263	0,333*	0,251	-0,176	-0,425**
Cd	-0,023	-0,171	0,320	0,196	-0,205
Cu	-0,141	-0,250	0,068	-0,461*	-0,078
Ni	0,008	-0,109	0,215	-0,327*	-0,195
Zn	0,239	-0,171	0,102	-0,347*	0,129
Cr	-0,442**	-0,102	0,012	-0,354*	-0,122
Fe	-0,412**	-0,102	-0,022	-0,434**	-0,193
S	-0,127	-0,213	0,281	-0,101	-0,149

Maaperän ominaisuuksista orgaanisen aineksen määrällä ja maan pH:lla oli merkitsevä negatiivinen riippuvuus punkkien määrään, mutta toisaalta hiilen määrällä oli positiivinen suhde punkkien lukumäärään. Lisääntynyt typpipitoisuus vähensi merkitsevästi

hyppyhätäisten lukumäärää. Sukkulamatojen ja maan kationinvaihtokapasiteetin välillä oli negatiivinen riippuvuus (taulukko 14).

Taulukko 14. Maaperäeläinten lukumäärän (kpl/m²) suhde maaperän ominaisuuksiin (orgaaninen aines %, CEC cmol/kg, pH, C %, N %) (Spearman korrelaatio). OM = Orgaaninen aines, Organic Matter, CEC = Kationinvaihtokapasiteetti, Cation Exchange Capacity. * = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001. n=40

Maaperän ominaisuus	Punkit	Hyppyhätäiset	Sukkulamadot	Änkyrimadot	Toukat
OM	-0,488**	-0,046	-0,073	-0,242	-0,137
CEC	-0,032	-0,054	0,419**	0,023	-0,346
pH	-0,414**	0,130	0,116	-0,244	-0,424**
C	0,416**	0,117	0,026	0,371*	0,213
N	0,025	-0,503**	0,344*	0,219	0,007

7.6 KASVILLISUUSKARTOITUS

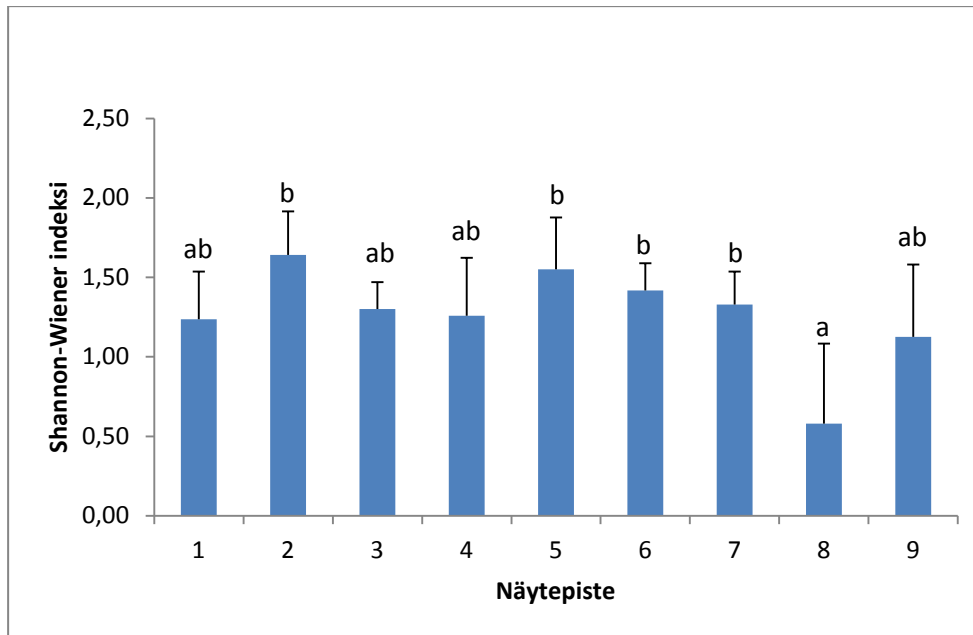
Luikonlahden kaivosalueen kasvillisuus on suurelta osin nuorta sekametsää kasvillisuustyyppin ollessa tuore mustikkatyyppin (MT, *Myrtillus*-tyyppi) kangas. Hakkuuaukeita, teitä tai muuten käsiteltyjä alueita on paljon, minkä seurauksena reunavaikutteisten metsien osuus on suuri. Tämä näkyy mm. valoa vaativien kasvilajien runsaana esiintymisenä. Kaivostoiminnassa syntyneen sivukiven läjitykseen käytetyillä alueilla valtalajeina ovat harmaaleppä, koivut ja erilaiset heinäkasvit.

Näytepisteiltä löytyi kaikkiaan 51 kasvilajia, joista 41 oli kenttäkerroksen lajeja. Ruohovartisista kasveista kangasmaitikka (*Melampyrum pratense*), metsätähti (*Trientalis europaea*) ja oravanmarja (*Maianthemum bifolium*) olivat yleisimmät lajit ja ne esiintyivät yhteensä 78 % näytepisteistä (liite 1). Heinäkasveista yleisin laji oli metsäkastikka (*Calamagrostis arundinacea*) ja se esiintyi niin ikään 78 % näytepisteistä. Sammalista yleisin oli seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja se esiintyi 56 % pisteistä (liite 1). Niukin kasvillisuus vallitsi pisteessä 8, mikä näkyy myös erittäin selvästi Shannon-Wiener diversiteetti-indeksissä (kuva 4). Näytepisteen kasvillisuuden niukkuutta selittää paikalla kasvanut tiheä kuusikko, jonka varjostuksessa kenttäkerroksen kasvillisuudella ei ole ollut riittävästi valoa. Pensaskerroksen lajeja olivat alueella yleiset puulajit kuten kuusi (*Picea abies*), haapa (*Populus tremula*) ja harmaaleppä (*Alnus incana*) (liite 1). Valtapuut

näytepisteillä olivat kuusi, harmaaleppä ja hieskoivu (*Betula pubescens*). Kuusta esiintyi kaikkiaan 8 näytepisteessä, jos huomioidaan myös pensaaksi luetut yksilöt (liite 1). Kasvilajien peittävydet on laskettu ja esitetty liitteessä 1.

Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin perusteella näytepiste 2 on monimuotoisuudeltaan rikkain indeksin saadessa arvon 1,64. Pienimmän indeksiarvon 0,58 sai piste 8 (kuva 5). Tilastollisessa tarkastelussa havaittiin, että paikalla oli merkitsevä vaikutus Shannon-Wiener diversiteetti-indeksiin ($F = 3,468$, $P = 0,007$). Jatkotarkastelu osoitti, että kasvillisuudeltaan karuin näytepiste 8 erosi tilastollisesti merkitsevästi näytepisteistä 2, 5, 6 ja 7 (kuva 5).

Maaperäeläinten ja Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin välillä ei havaittu muuta riippuvuutta, kuin sukkulamatojen ja indeksin välinen heikko negatiivinen riippuvuus ($r = -0,369$, $P = 0,027$). Näytepisteillä, joissa humuksen liukoinen magnesium- ja sinkkipitoisuus oli kohonnut, jäi Shannon-Wiener diversiteetti-indeksi pieneksi (molemmilla $r = -0,390$, $P = 0,019$). Myös indeksin ja sinkin kokonaispitoisuuden välillä havaittiin negatiivinen riippuvuus ($r = -0,339$, $P = 0,043$). Humuksen orgaanisen aineksen ja indeksin välillä oli positiivinen riippuvuus ($r = 0,372$, $P = 0,026$). Kasvillisuuskartoituksessa ei havaittu varsinaisia metallien indikaattorilajeja. Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin ja lehtikarikkeen hajoamisen välillä ei havaittu riippuvuutta korrelaatioanalyysissä ($P > 0,05$).



Kuva 5. Luikonlahden näytepisteillä tehdyn kasvillisuuskartoituksen perusteella lasketut Shannon-Wiener diversiteetti-indeksit ja keskihajonnat. Eri kirjaimella merkityt keskiarvot eroavat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi (Tukey B, $P < 0,05$).

8 TULOSTEN TARKASTELU

8.1 METALLIT HUMUKSESSA

Maaperän kuparipitoisuudelle asetettu kynnyсарvo ylittyi suurimmalla osalla Luikonlahden näytepisteistä (pisteet 4-10). Alempi ohjearvo ylittyi pisteillä 8, 9 ja 10. Nikkelipitoisuudelle asetettu kynnyсарvo ylittyi näytepisteillä 1, 4, 5, 7, 8, 9, 10 ja alempi ohjearvo ylittyi pisteillä 4 ja 9. Sinkkipitoisuus ei ylittänyt kynnyсарvoa eikä näin ollen ohjearvojakaan. Muista määritetyistä alkuaineista raudan ja magnesiumin kokonaispitoisuudet humuksessa olivat korkeat, jos pitoisuuksia verrataan GTK:n määrittämiin humuksen taustapitoisuuksien mediaaniarvoihin (Hatakka ym. 2010). Tämän perusteella esimerkiksi raudan mediaanipitoisuus tutkituissa näytepisteissä olisi noin 4,5-kertainen verrattuna luonnolliseen taustapitoisuuteen ja magnesiumin lähes kuusinkertainen taustapitoisuuteen nähden. Näytepisteen 9 korkeita metallipitoisuuksia selittää se, että sinne on valunut pintavesiä rikastushiekka-altaasta, keväisin jopa niin runsaasti, että alue on kokonaan hautautunut sulamisvesien alle.

Magnesiumin ja kalsiumin korkeita pitoisuuksia pisteen 4 humuksessa selittää pisteen sijainti. Näytepiste sijaitsee rikastushiekka-altaalle laskevassa rinteessä, joten on hyvin todennäköistä, että paikalle on tuulen mukana kulkeutunut rikastushiekkaa. Rikastushiekka-altaan pintakerros koostuu pääasiallisesti talkin rikastamisesta syntyneestä magnesiittihiekasta (Itä-Suomen ympäristölupaviraston päätös nro. 104/08/2).

Luikonlahden näytepisteiden humuksen hiilipitoisuudet ovat alhaisemmat kuin GTK:n 2010 tekemissä tutkimuksissa. Näytepisteiden alhaisin hiilipitoisuus 7,9 % määritettiin pisteestä 2. Kaikkien näytepisteiden hiilen mediaaniarvo oli 21,8 %. Koko maan kattaneista humusnäytteistä määritettyjen hiilipitoisuuksien mediaaniarvoksi on saatu 40,5 % (Hatakka ym. 2010).

Maa-aineksen kyky pidättää metalli-ioneja riippuu monesta eri tekijästä mm. partikkelikoosta ja orgaanisen aineksen määrästä. Lisäksi maan pH:lla on merkittävä vaikutus monen alkuaineen liukoisuuteen. Metallit voivat saavuttaa liukoisen ionimuodon yleensä pH:n laskiessa reilusti alle 7 (Heikkinen 2000). Näytepisteistä mitatuista pH -arvoista valtaosa oli alle 5, joten metallien liikkuvuuden voi olettaa olevan lisääntynyttä. Toisaalta metallien kulkeutumista vesiuomia pitkin vesistöihin on Luikonlahdella pyritty vähentämään käyttämällä kalkkipitoista kiviainesta patorakennelmissa sekä uomien pengerryksissä. Tämä lisää veden emäksisyyttä ja auttaa stabiloimaan metalleja.

Kationinvaihtokapasiteetti näytepisteillä oli keskimäärin 37,06 cmol/kg. Kationinvaihtokapasiteetti säätelee kasvien kykyä ottaa ravinteita maasta. Kationien kiinnittymisen voimakkuus maapartikkeleihin riippuu mm. sähkövarauksen voimakkuudesta. Suomen maannostietokannan perusteella metsämaan orgaanisen kerroksen kationinvaihtokapasiteetti hiekkamoreenimailla on noin 31 cmol/kg. Peltomailla kationinvaihtokapasiteetti on ollut alhaisempi (Lilja ym. 2006). Luikonlahden näytepisteiden kationinvaihtokapasiteetti ei merkittävästi poikkea tavanomaisista metsämaan arvoista, jos tuloksia verrataan maannostietokannan arvoihin (Lilja ym. 2006).

Valtioneuvoston asetuksen 214/2007 (PIMA-asetus) mukaan alueilla, joiden luontainen taustapitoisuus metallien osalta on korkea, tulee maaperän pilaantumista arvioitaessa käyttää kyseisen alueen luontaisia taustapitoisuuksia (Valtioneuvoston asetus 1.3.2007/214). Luikonlahden luonnolliset pitoisuudet voivat paikoin olla asetuksen määrittelemiä taustapitoisuuksia korkeampia, koska malmio on ulottunut maanpinnalle saakka.

8.2 KARIKKEET

Karikkeen hajoamiskokeella haluttiin selvittää kuinka tehokkaasti maaperän eliöt kykenevät hajottamaan koivunlehtikariketta. Karikkeen hajoamiseen havaittiin vaikuttavan erittäin merkittävästi maassaoloaika. Lehtikarikkeiden hajoaminen on ollut vilkkainta kasvukauden alussa, mutta kasvukauden loppua kohti (heinä- ja elokuu) hajoamista on tapahtunut vain vähäisesti. Paikan sijainnin vaikutuksesta karikkeen hajoamiseen saatiin viitteitä. Heinä- ja elokuun välillä havaittiin myös ajan ja paikan yhteisvaikutus. Yhteisvaikutus saattoi johtua siitä, että hajoaminen hidastui näytepisteillä, joilla oli korkeimmat metallipitoisuudet ($\text{Cu} > 110 \text{ mg/kg}$; $\text{Zn} > 130 \text{ mg/kg}$), mutta jatkui vielä vähemmän kuormittuneilla pisteillä. Metallien haitallisuus eliöille tulee selvimmin esille kuivuuden vallitessa (Xu ym. 2009, Tranvik ym. 1989). Tästä syystä ajoittainen kuivuus on voinut aiheuttaa hajoamisen hidastumisen kuormittuneilla pisteillä.

Maassa olevan karikkeen hajoamiseen vaikuttavat monet fysikaaliset seikat kuten lämpötila, kosteus ja kasvillisuuden runsaus. Osa karikepusseista oli sijoitettu karuhkolle paikalle (pisteet 1, 7 ja 8), jonka seurauksena karikkeen hajoaminen on voinut olla hidasta kyseisillä pisteillä. Pisteellä 7 oli havaittavissa viereiseltä, noin 50 metrin etäisyydellä olevalta murskeasemalta peräisin olevaa runsasta kivipölylaskeumaa. Murskeen valmistus aloitettiin tutkimuksen aikana toukokuussa. Lisäksi piste 7 sijaitsi etelään viettävässä aurinkoisessa rinteessä, jonka seurauksena maan pintakerros pysyi kuivana. Voimakas juurten muodostus hajottaa kariketta mekaanisesti ja vaikka tässä tutkimuksessa Shannon-Wiener diversiteettiindeksin ja karikkeen hajoamisen välillä ei havaittu riippuvuutta, havaittiin silmämääräisessä tarkastelussa juurten haurastuttaneen kariketta erityisesti pisteissä 1 ja 2, joissa kasvoi runsaasti metsälauhaa (liite 1). Metsälauhan juuret olivat lävistäneet karikepussit vaivatta.

Karikepussit on tutkimuksissa yleensä upotettu maahan, mutta luonnollisessa tilanteessa lehdet tippuvat maanpinnalle ja jäävät siihen. Toisaalta maaperän hajotustoimintaa tutkittaessa karikepussien sijoittaminen pintamaahan on perusteltua, koska suurin osa hajotustoiminnassa mukana olevista sienirihmastoista ja maaperän pieneliöistä elävät maan pinnan alapuolella.

Tässä tutkimuksessa lehtikarikkeesta oli jäljellä tutkimusjakson (307 vuorokautta) päätyttyä keskimäärin 67 %. Tämä tulos on samansuuntainen kuin muissa vastaavissa tutkimuksissa.

Kasurisen ym. (2006) avokammiotutkimuksessa 326 maassaolo vuorokauden jälkeen koivunlehtikarikkeesta oli jäljellä noin 60 prosenttia (Kasurinen ym. 2006).

Vuonna 2001-2004 Scheid ryhmineen tutki erityyppisten lehtikarikkeiden hajoamista 25 kuukauden ajan ja havaitsi, ettei hajoamisnopeuteen vaikuttanut se olivatko puut, josta lehtikarike oli saatu, kasvaneet metallien kuormittamassa maaperässä tai kuormittumattomassa maaperässä. Hajoamiseen ei samassa tutkimuksessa huomattu vaikuttavan myöskään sen, oliko lehtikarikkeet sijoitettu kuormittuneeseen tai kuormittumattomaan maaperään. Vaikka tutkimuksessa kuparin (~643 mg/kg) ja sinkin (~2859 mg/kg) kokonaispitoisuudet olivat korkeat, arveltiin hajoamiseen kohdistuneiden vaikutusten jääneen vähäiseksi metallien huonon biosaatavuuden vuoksi (Scheid ym. 2009).

Tässä tutkimuksessa paikan metallikuormittuneisuuden ja karikkeen hajoamisen välillä havaittiin mahdollinen yhteys, siten, että kuormittuneimmilla alueilla hajoamista ei havaintojakson loppupuolella tapahtunut yhtä paljon kuin kuormittumattomilla alueilla. Tämän tutkimuksen perusteella voidaan olettaa, että kuormittuneimmilla alueilla metallit ovat olleet biosaatavassa muodossa. Toisaalta kaikissa näytepisteissä havaittuun karikkeen hajoamisen hidastumiseen on mahdollisesti vaikuttanut kesällä 2011 vallinnut hellejakso ja elokuun keskiarvoa hieman alhaisemmat sademäärät (Ilmatieteenlaitos 2011). (Kuormittuneimman näytepisteen numero 10 karikehavainnot lisäksi puuttuvat kahdelta viimeiseltä havaintokerralta.)

Pidempi seurantajakso karikkeen hajoamiselle Luikonlahden näytepisteillä olisi mahdollisesti antanut lisävarmuutta siitä, kuinka hajoaminen eri näytepisteillä olisi edennyt. Toisaalta pidempi seurantajakso olisi todennäköisesti heikentänyt tämän tutkimuksen luotettavuutta, koska hajonta oli jo toteutetun tutkimusjakson lopussa suurta.

8.3 MAAPERÄELÄIMET

Maaperäeläimistä tämän tutkimuksen runsaslukuisinta ryhmää edustivat punkit. Punkit muodostavat erittäin suuren eliöryhmän, jonka sisällä on monia sopeutumia. Tässä tutkimuksessa havaittiin merkkejä siitä, että metallikuormituksella olisi punkkien, kuin myös muiden tutkittujen maaperäeläinten yksilömäärää vähentävä vaikutus. Näytepisteen 9 korkea metallipitoisuus voi olla yhteydessä maaperäeläinten vähäiseen määrään. Toisaalta,

huolimatta siitä, että näytepisteessä 10 kuparin pitoisuus oli suurin ja raudan pitoisuus toiseksi suurin, sieltä laskettiin suuri määrä punkkeja. Tämän huomioon ottaen näytepisteen 9 olosuhteet voivat olla muutoinkin sellaiset, etteivät maaperäeläimet siellä viihdy. Näytepisteessä maaperän pinnalla oli vain ohut kerros orgaanista ainesta, jonka alla oli kaivostoiminnassa syntyneen sivukiven näköistä murskettä. Sukkulamatojen tilanne oli kuitenkin toinen, sillä niitä oli tulosten mukaan toiseksi eniten pisteessä 9. Sukkulamatoja tämän tutkimuksen perusteella esiintyi enemmän näytepisteillä, joiden metallipitoisuudet olivat kohonneet.

Punkkien ja hyppyhäntäisten tiedetään viihtyvän kuivemmilla alueilla kuin sukkulamatojen tai änkyrimatojen (Siitonen ym. 2004). Tämä havaittiin myös Luikonlahden näytepisteissä, sillä punkkeja löytyi eniten karuhkoilta pisteiltä 1, 8 ja 10. Hyppyhäntäisiä oli toiseksi eniten kaikista näytepisteistä, pisteessä 8. Hyppyhäntäisten lukumäärä neliometrillä oli vähäinen verrattaessa aiempaan tutkimukseen (Siira-Pietikäinen 2005), jossa oli laskettu Keski-Suomesta syksyllä 2005 kerätyistä maanäytteistä alhaisimmillaankin noin 25000 hyppyhäntäistä neliometrille. Näytteenottoaika oli noin 10 vuotta vanha hakkuualue, jonka maata oli muokattu hakkuun jälkeen. (Siira-Pietikäinen ym. 2009).

Änkyrimatojen on kenttäkokeissa havaittu vähenevän herkästi, jos esim. sinkki- tai kuparikuormitus lisääntyy (Kramarz ym. 2005, Yeates ym. 1994), mikä on yhteneväinen tämän tutkimuksen havaintojen kanssa. Pienimmät änkyrimatojen yksilömäärät laskettiin pisteiltä 8, 9 ja 10, joissa sinkin pitoisuudet olivat korkeimmat. Verrattaessa änkyrimatojen lukumäärää harvennushakkuualueella saatuihin tuloksiin (Siira-Pietikäinen ym. 2006) Luikonlahden näytepisteiden yksilömäärät jäivät kokonaisuudessaan alhaisiksi. Harvennushakkuualueella änkyrimatojen määräksi saatiin alhaisimmillaan noin 50000 kappaletta neliometrillä, maanäytteestä (Siira-Pietikäinen ym. 2009).

Sinkin vaikutuksia änkyrimatojen lisääntymiseen on tutkinut mm. Kramarz (2005) ja hän havaitsi, että jo vähäinen sinkin määrän lisääntyminen ympäristössä vähentää änkyrimatojen lisääntymiskykyä (Kramarz ym. 2005). Tarkemmin asiaa selvitti Maraldo ryhmineen (2004) ja havaitsi, että noin 300 mg/kg kuparipitoisuus maassa on riittävä alentamaan änkyrimatojen jälkeläistuotantoa (Maraldo ym. 2006). Muiden maaperäeläinten kohdalla metallikuormituksen vaikutukset eivät olleet yhtä selviä. Kapustan (2011) Puolassa tekemissä tutkimuksissa kohonneiden kivennäismaan raskasmetallipitoisuuksien (Zn ja Cd) huomattiin vaikuttavan ainoastaan änkyrimatojen määrään. Lisäksi änkyrimatojen väheneminen vähensi

mikrobien toimintaa, johtuen niiden keskinäisestä vuorovaikutteisesta suhteesta (Kapusta ym. 2011). Tässä tutkimuksessa änkyrimatojen määrä ei ollut millään näytepisteellä erityisen korkea, joten paikoin metallipitoisuudet ovat voineet olla riittävän korkeita rajoittaakseen änkyrimatojen määrää. Änkyrimatoja voi suomalaisessa metsämaassa esiintyä jopa miljoona yksilöä neliometrillä (Siitonen ym. 2004). Näytepisteen kuivuus on voinut tehostaa metallien haitallisuutta, koska kuivuuden on havaittu lisäävän kohonneiden metallipitoisuuksien aiheuttamia haittoja (Tranvik ym. 1989).

8.4 KASVILLISUUSKARTOITUS

Ajoitus kartoituksen tekemiselle oli sopiva, sillä suurin osa kukkivista kasveista oli vielä kukassaan ja tämän vuoksi niiden havaitseminen ja tunnistaminen oli helpompaa. Käytetyllä ruudukkomenetelmällä saatiin näytepisteissä vallitseva kasvillisuus kattavasti selvitettyä. Kasvillisuuskartoituksissa usein suurimman virheen aiheuttaa peittävyden arviointi, ja etenkin siinä tapauksessa, että kartoituksia on tekemässä useita ihmisiä. Tällöin peittävyden arvioinnissa voi olla eroja, jotka aiheutuvat eri ihmisten tavasta arvioida peittävyksiä (Heikkinen ym. 2000). Tässä tutkimuksessa edellä mainittua virhettä vähentää se, että kaikki arvioinnit on tehnyt sama henkilö. Kasvillisuuskartoituksesta saaduista tuloksista selviää, että alueen kasvillisuus koostuu tavanomaisista, Pohjois-Savossa yleisesti esiintyvistä kasvilajeista. Harvinaisia tai suojeltavia lajeja kartoituksen yhteydessä ei havaittu. Vaikka päämetsätyyppi oli tuorekangas, oli näytepisteiden välillä vaihtelua. Esimerkiksi näytepisteessä 6 maa oli hyvin multavaa ja lajistoon kuului mm. rehevässä lehtomaassa viihtyvää kasvillisuutta kuten näsiä.

Kasvillisuuskartoituksen perusteella voidaan todeta, että alueella on paljon valoa suosivia kasvilajeja kuten puolukka, metsälauha ja lillukka, mutta myös kuusikoiden hämäryydessä esiintyviä lajeja kuten metsätähti, oravanmarja ja mustikka. Reunavaikutteisten alueiden suuresta määrästä johtuen valoa suosivia kasvilajeja esiintyi myös metsäisillä paikoilla. Tien tai hakkuu-aukean vaikutukset voivat ulottua yli 50 metrin syvyydelle (2-3 puun mittaa) metsän reunasta katsottuna (Lehtonen ym. 2004).

Shannon-Wiener diversiteetti -indeksin keskiarvo oli 1,27. Kun verrataan näytepisteiltä saatuja indeksin arvoja muiden tutkimusten (Kokko ym. 2002) vastaavilta metsätyypeiltä

saatuihin arvoihin, Luikonlahden näytepisteiden kasvillisuuden monimuotoisuutta voidaan pitää hieman normaalia yksipuolisempänä. Suomen ympäristökeskuksen seurantatutkimuksissa vuosina 1988-1998 tuoreen kankaan alueilta on laskettu Shannon-Wiener diversiteetti -indeksin arvoiksi noin 2 (Kokko ym. 2002). Luikonlahden näytepisteiden Shannon-Wiener diversiteetti -indeksin arvoja laskee alueen voimakas maankäyttö. Suomen ympäristökeskus on seurantatutkimuksessaan tutkinut luonnontilassa olevia metsiä (Kokko ym. 2002).

9 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämä tutkimus osoittaa, että Luikonlahden kaivos- ja rikastamoalueella humuksen metallipitoisuudet etenkin kuparin, nikkelin ja sinkin osalta olivat yleistä taustaa suuremmat. Kuparin ja nikkelin kokonaispitoisuus humuksessa ylitti maaperän kynnysarvon seitsemällä näytepisteellä. Kohonneet metallipitoisuudet vaikuttivat haitallisesti useisiin maaperän hajottajiin ja änkyrimatoihin etenkin sinkki vaikutti haitallisesti. Mahdolliset vaikutukset hajotustoimintaan näkyivät karikkeen hajoamisen hidastumisena karuimmilla ja kuormittuneimmilla näytepisteillä. Kasvillisuuskartoituksessa ei löytynyt suojeltavia kasvilajeja, eikä myöskään selviä metallien indikaattorilajeja. Kartoituksen perusteella lasketut Shannon-Wiener diversiteetti -indeksin arvot näytepisteillä olivat kuitenkin alhaiset.

Tutkimuksessa käytetyt menetelmät antoivat viitteitä, että maaperän metallipitoisuudella voi olla vaikutusta maaperän hajotustoimintaan. Karikkeen massan väheneminen kuvastaa maaperän hajotustoiminnan tehokkuutta, vaikkakaan selvää yhteyttä karikkeen hajoamisella ja hajottajaeliöiden yksilömäärien välillä ei havaittu. Hajotustoimintaan osallistuvat myös mikrobit ja sienet, joita tässä työssä ei tutkittu. Karikkeen hajoamiskokeen tuloksiin aiheuttaa epävarmuutta haitta-ainepitoisuuksien lisäksi muut näytepisteen ominaisuudet kuten kuivuus. Tämän tutkimuksen perusteella saatiin viitteitä siitä, ettei metallien kokonaispitoisuuksien tai liukoisten pitoisuuksien välillä ole suurta eroa havaittuihin vasteisiin eli karikkeenhajoamiseen ja maaperäeläinten määrään. Toisaalta biosaatavassa muodossa olevat metallit yleensä ovat haitallisempia eliöille kuin stabiilit muodot. Tässä tutkimuksessa sinkin liukoisen muodon määrä on suurempi kuin kuparin tai nikkelin, joten sen negatiivinen merkitys hajotustoiminnalle voi olla näitä kahta merkityksellisempi.

Maaperässä elävien selkärangattomien laskemisen avulla saadaan tietoa eri maaperäeläinryhmien määrästä ja ryhmien välisistä runsaussuhteista. Erityisesti änkyrimatojen herkkyys metalleille tukee niiden käyttöä maaperän kohonneiden metallipitoisuuksien vaikutusten arvioinnissa. Toisaalta käytettäessä indikaattorilajeja, on otettava huomioon niiden luonnollinen elinympäristö. Esimerkiksi änkyrimatojen lukumäärää vähentää elinympäristön kuivuus, jolloin kohonneita metallipitoisuuksia ei voida tässä tutkimuksessa automaattisesti pitää änkyrimatojen määrää rajoittavana tekijänä. Kasvillisuudella on suuri merkitys maaperän laadulle ja siksi kasvillisuuskartoituksen avulla voidaan päätellä maan sopivuutta eri selkärangattomille.

10 LÄHTEET

- Altieri M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 19-31.
- Benckiser G. 1997. *Fauna in soil ecosystems: recycling processes, nutrient fluxes, and agricultural production*. Marcel Dekker, Inc, New York.
- Ciarkowska K. ja Hanus-Fajerska E. 2008. Remediation of soil-free grounds contaminated by zinc, lead and cadmium with the use of metallophytes. *Polish Journal of Environmental Studies* 17: 707-712.
- Coleman D., Crossley D. Jr. ja Hendrix P. 2004. Laboratory and field exercises in soil ecology. Teoksessa Coleman D., Crossley D. Jr. ja Hendrix P. *Fundamentals of soil ecology*. 2. painos s. 313-318. Elsevier academic press, Burlington.
- Cotton F. A., Wilkinson G., Murillo C. A. ja Bochmann M. 1999. The elements of the first transition series. Teoksessa Cotton F., Wilkinson G., Murillo C. ja Bochmann M. (toim.), *Advanced inorganic chemistry*. 6. painos s. 692-876. John Wiley & Sons, Inc, New York.
- Cravotta C. ja Ward S. 2008. Downflow limestone beds for treatment of net-acidic, oxic, iron-laden drainage from a flooden anthracite mine, Pennsylvania, USA: 1. Field evaluation. *Mine Water and the Environment* 27: 67-85.
- Crowther T., Boddy L. ja Jones H. 2011. Outcomes of fungal interactions are determined by soil invertebrate grazers. *Ecology Letters* 14: 1134-1142.
- Cyrino de Oliveira-Filho E., Lopes R. M. ja Paumgarten F. 2004. Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere* 56: 369-374.
- Dai J., Becquer T., Rouiller J., Reversat G. Bernhard- Reversat F., Nahmani J. ja Lavelle P. 2004. Heavy metal accumulation by two earthworm species and its relationship to total and DTPA- extractable metals in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 91-98.
- Eskelinen E., Huopaniemi P. ja Tyni M. 1983. Myllykoski Oy:n Luikonlahden kuparikaivos 1968-1983: Vuoriteollisuus 41: 94-98.
- Fitter A., Atkinson D., Read D. ja Usher M. 1985. *Ecological interactions in soil: plants, microbes and animals*. Blackwell scientific publications, Oxford.
- Halinen A-K., Rahunen N., Kaksonen A. ja Puhakka J. 2009 a. Heap bioleaching of a complex sulfide ore: Part I: Effect of pH on metal extraction and microbial composition in pH controlled columns. *Hydrometallurgy* 98: 92-100.
- Halinen A-K., Rahunen N., Kaksonen A. ja Puhakka J. 2009 b. Heap bioleaching of a complex sulfide ore: Part II: Effect of temperature on base metal extraction and bacterial composition. *Hydrometallurgy* 98: 101-107.
- Hatakka T., Tarvainen T., Jarva J., Backman B., Eklund M., Huhta P., Kärkkäinen N. ja Luoma S. 2010. Pirkanmaan maaperän geokemialliset taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 182. GTK Espoo.

- Heikkinen J. ja Reinikainen A. 2000. Inventointiaineistot ja tulosten laskenta. Teoksessa. Reinikainen A., Mäkipää R., Vanha-Majamaa I. ja Hotanen J-P. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 36-43. Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä.
- Heikkinen P. 2000. Haitta-aineiden sitoutuminen ja kulkeutuminen maaperässä. GTK:n tutkimusraportti 150.
- Heliövaara K. ja Väisänen R. 1993. Insects and pollution. CRC press, Inc. Boca Raton
- Hiitonen I. ja Kurtto A. 1993. Otavan Värikasvio. 18. painos Kustannus osakeyhtiö Otava, Keuruu.
- ICSC 1205: 1994. Sinkkijauheen kansainvälinen kemikaalikortti. IPCS.
- ICSC 0062: 2001. Nikkelijauheen kansainvälinen kemikaalikortti. IPCS.
- Ilmatieteenlaitos, ilmastopalvelu 2011. Ilmastokatsaus kesäkuu 2011.
- Ilmatieteenlaitos, ilmastopalvelu 2011. Ilmastokatsaus heinäkuu 2011.
- Ilmatieteenlaitos, ilmastopalvelu 2011. Ilmastokatsaus elokuu 2011.
- Ingham R., Trofymow J., Ingham E. ja Coleman D. 1985. Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers: effects on nutrient cycling and plant growth. Ecological Monographs 55: 119-140.
- International Programme on Chemical Safety IPCS, 1991. Environmental health criteria 108 nickel. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation and the World Health Organisation.
- International Programme on Chemical Safety IPCS, 1998. Environmental health criteria 200 copper. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation and the World Health Organisation.
- International Programme on Chemical Safety IPCS, 2001. Environmental health criteria 221 zinc. Published under the joint sponsorship of the United Nations Environment Programme, the International Labour Organisation and the World Health Organisation.
- Itä-Suomen ympäristölupatoimisto päätös nro. 104/08/2. Diaarinumero ISY-2008-Y-14.
- Jage C. R., Zipper C. E. ja Noble R. 2001. Factors affecting alkalinity generation by successive alkalinity-producing systems: Regression analysis. Journal of Environmental Quality 30: 1015-1022.
- Kabata-Pendias A. ja Pendias H. 1992. Trace elements in soils and plants, 2. painos, CRC Press inc. Boca Raton.
- Kapusta P., Szarek-Łukaszewska G., Stefanowicz A. M. 2011. Direct and indirect effects of metal contamination on soil biota in a Zn-Pb post-mining and smelting area (S Poland). Environmental Pollution 159: 1516-1522.
- Kasprzak K., Sunderman William Jr. ja Salnikow K. 2003. Nickel carcinogenesis. Mutation Research 533: 67-97.

- Kasurinen A., Riikonen J., Oksanen E., Vapaavuori E. ja Holopainen T. 2006. Chemical composition and decomposition of silver birch litter produced under elevated CO₂ and O₃. *Plant and Soil* 282: 261-280.
- Killham K. 1994. *Soil ecology*, Cambridge university press, Cambridge.
- Klironomos J. ja Moutoglis P. 1999. Colonization of nonmycorrhizal plants by mycorrhizal neighbours as influenced by the collembolan, *Folsomia candida*. *Biology and Fertility of Soils* 29: 277-281.
- Kokko A., Mäkelä K. ja Tuominen S. 2002. Aluskasvillisuuden seuranta Suomen ympäristön yhdennetyn seurannan alueilla 1988-1998. Suomen ympäristökeskuksen julkaisusarja Suomen ympäristö 544.
- Kramarz P., Malgorzata Z. ja Ryszard L. 2055. Effect of interaction between density dependence and toxicant exposure on population growth rate of the potworm *Enchytraeus doerjesi*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 537-540.
- Krebs C. 2009. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 6. painos, Benjamin Cummings, San Francisco.
- Labtium Oy, menetelmäkuvaukset: <http://www.labtium.fi/fi/ymparistoanalytiikka/maapera-ja-sedimenttinaytteet>. Luettu 8.9.2011.
- Laki ympäristövaikutusten arvioinnista (468/1994).
- Lehtonen H., Björkqvist N., Kaukonen M., Kuokkanen P., Luhta P-L., Maukonen A. ja Päivinen J. 2004. Suojelualueiden reunametsät ja luontaiset vaihettumisvyöhykkeet. Teoksessa Metsähallituksen metsätalouden ympäristöopas. s. 50. Metsähallituksen metsätalouden julkaisuja 67. 162 sivua.
- Lilja H., Uusitalo R., Yli-Halla M., Nevalainen R., Väänänen T. ja Tamminen P. 2006. Suomen maannostietokanta Maannoskartta 1 : 250 000 ja maaperän ominaisuuksia. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen selvityksiä 114. Kotkan kirjapaino Oy, Kotka.
- Maraldo K., Christensen B., Strandberg B. ja Holmstrup M. 2006. Effects of copper on enchytraeids in the field under differing soil moisture regimes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 604-612.
- Mäkipää R. 2000. Ympäristötekijöiden alueellinen vaihtelu. Teoksessa. Reinikainen A., Mäkipää R., Vanha-Majamaa I. ja Hotanen J-P. Kasvit muuttuvassa metsäluonnossa, s. 36-43. Gummerus Kirjapaino Oy. Jyväskylä.
- Otterstatter M., Gegear R., Colla S. ja Thomson J. 2005. Effects of parasitic mites and protozoa on the flower constancy and foraging rate of bumble bees. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58: 383-389.
- Rusek J. ja Marshall Valin G. 2000. Impacts of airborne pollutants on soil fauna. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 395-423.
- Räisänen M. L. 2004. Luikonlahden vanhan kuparikaivoksen ympäristön nykytila ja suositukset sivukiven läjitysalueiden kunnostukseen: GTK:n Kuopion yksikön tutkimusraportti.

Scheid S., Günthardt-Goerg M., Schulin R. ja Nowak B. 2009. Accumulation and solubility of metals during leaf litter decomposition in non-polluted and polluted soil. *European Journal of Soil Science* 60: 613-621.

Siira-Pietikäinen A. ja Haimi J. 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvesting: Comparison between clear felling and green- tree retention methods. *Forest Ecology and Management* 258: 332-338.

Siitonen J. ja Hanski I. 2004. Metsälajiston ekologia ja monimuotoisuus. Teoksessa Kuuluvainen T., Saaristo L., Keto-Tokoi P., Kostamo J., Kuuluvainen J., Kuusinen M., Ollikainen M. ja Salpakivi-Salomaa P. (toim.), *Metsän kätköissä Suomen luonnon monimuotoisuus*, s. 76-84. Edita Publishing Oy. Helsinki.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus 19.5.2000/461. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista.

Tirri R., Lehtonen J., Lemmetyinen R., Pihakaski S. ja Portin P. 2006. *Biologian sanakirja*. 3. painos. Otavan Kirjapaino Oy, Keuruu. 888 sivua.

Tranvik L. ja Eijsackers H. 1989. On the advantage of *Folsomia fimetarioides* over *Isotomiella minor* (Collembola) in a metal polluted soil. *Oecologia* 80: 195-200.

UN 2010. Sampling and Analysis of Litterfall. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part VIII: Sampling and Analysis of Litterfall. http://www.icp-forests.org/pdf/FINAL_Depo.pdf. Luettu 8.9.2011.

Valtioneuvoston asetus 1.3.2007/214. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

Xu J., Wang Y., Luo Y-M., Song J. ja Ke X. 2009. Effects of copper, lead and zinc in soil on egg development and hatching of *Folsomia candida*. *Insect Science* 16: 51-55.

Yeates G., Orchard V., Speir T. ja Hunt J. 1994 Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biological activity. *Biology and Fertility of Soils* 18: 200-208.

Zhiping C., Xuemei H., Cheng H., Chen J., Dianpeng Z. ja Steinberger Y. 2011. Changes in the abundance and structure of a soil mite (Acari) community under long-term organic and chemical fertilizer treatments. *Applied Soil Ecology* 49: 131-138.

11 LIITTEET

11.1 LIITELUETTELO

Liite 1: Ruohovartisten kasvien, heinäkasvien, sammalten ja sanikkaisten keskipeittävyudet ja esiintyvyydet Luikonlahden näytepisteillä

Ruohovartisten kasvien keskiyeittävyys näytenpisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ruohovartiset kasvit									
Ahomansikka (<i>Fragaria vesca</i>)	-	-	5	-	-	25	-	-	-
Hiirenvirna (<i>Vicia cracca</i>)	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-
Kangasmaitikka (<i>Melampyrum pratense</i>)	5,3	5,8	0,5	8	0,3	4,8	0,8	-	-
Karhunputki (<i>Angelica sylvestris</i>)	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Kielo (<i>Convallaria majalis</i>)	-	2,5	-	0,3	3	56,3	0,5	-	-
Kultapiisku (<i>Solidago virgaurea</i>)	0,3	1,3	-	-	1	-	-	-	-
Käenkaali (<i>Oxalis acetosella</i>)	0,5	-	-	-	1	-	-	-	-
Lillukka (<i>Rubus saxatilis</i>)	0,5	3,8	10	-	-	80	0,5	-	-
Maariankämmekekä (<i>Dactylorhiza maculata</i>)	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-
Maitohorsma (<i>Epilobium angustifolium</i>)	7,3	-	-	-	-	-	0,3	-	-
Mesiangervo (<i>Filipendula ulmaria</i>)	-	-	-	-	-	1,5	-	-	-
Mesimarja (<i>Rubus arcticus</i>)	-	-	3,8	-	-	-	-	-	-
Metsäkurjenpolvi (<i>Geranium sylvaticum</i>)	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-
Metsäorvokki (<i>Viola riviniana</i>)	-	-	-	-	-	1,3	-	-	-
Metsätähti (<i>Trientalis europaea</i>)	2	1,5	28,8	1,3	1,3	23	1	-	-
Nuokkotalvikki (<i>Orthilia secunda</i>)	-	-	-	-	1,3	-	-	-	-
Nurmitädyke (<i>Veronica chamaedrys</i>)	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-
Oravanmarja (<i>Maianthemum bifolium</i>)	1,8	43,8	3,8	7,8	7,5	4,3	0,5	-	-
Peltopillike (<i>Galeopsis bifida</i>)	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Rätvänä (<i>Potentilla erecta</i>)	-	5,5	-	-	-	-	-	-	-
Solmuvihvilä (<i>Juncus articulatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	2,8
Suo-orvokki (<i>Viola palustris</i>)	10	-	5,3	-	1,3	-	-	-	-
Särmäkuisma (<i>Hypericum maculatum</i>)	-	-	0,8	-	-	-	-	-	-
Varpukasvit									
Kanerva (<i>Calluna vulgaris</i>)	-	2,3	-	-	-	-	-	-	-
Mustikka (<i>Vaccinium myrtillus</i>)	8	19,8	-	78,8	3,5	-	26,8	20	-
Puolukka (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	10	55	-	-	10,3	-	20	17,5	-
Vadelma (<i>Rubus idaeus</i>)	2,5	-	3	-	-	-	-	-	-

Sammalten ja sanikkaisten keskipeittävyys näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sammalet									
Isokynsisammal (<i>Dicranum majus</i>)	-	20	-	-	-	-	2,3	-	-
Kerrossammal (<i>Hylocomium splendens</i>)	-	-	-	2,5	15	-	13,5	-	-
Korpikarhunsammal (<i>Polytrichum commune</i>)	-	1,3	-	-	-	-	-	0,8	-
Korpirahkasammal (<i>Sphagnum girgensohnii</i>)	-	-	-	-	25	-	-	-	-
Seinäsaammal (<i>Pleurozium schreberi</i>)	1,3	50	-	26	6,3	-	58,8	-	-
Sanikkaiset									
Metsäalvejuuri (<i>Dryopteris carthusiana</i>)	0,3	-	1,3	-	0,3	-	-	-	-
Metsäimarre (<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)	-	-	-	1,5	-	-	-	-	-
Metsäkorte (<i>Equisetum sylvaticum</i>)	-	-	0,3	-	13,3	-	-	24	-

Heinäkasvien keskipeittävyys näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Heinäkasvit									
Kevätpiippo (<i>Luzula pilosa</i>)	2,3	-	-	8	-	-	1	-	-
Luhtakastikka (<i>Calamagrostis stricta</i>)	25	-	-	-	-	-	-	-	-
Metsäkastikka (<i>Calamagrostis arundinacea</i>)	-	6,3	-	0,8	2,5	91,3	3,5	1,3	2,5
Metsälauha (<i>Deschampsia flexuosa</i>)	98,75	95	46,3	9	2,3	-	33,8	-	-
Nurmirölli (<i>Agrostis capillaris</i>)	-	-	23,8	-	-	-	-	-	4,3
Tesma (<i>Milium effusum</i>)	-	-	12,5	-	-	-	-	-	22,3

Ruohovartisten kasvien esiintyvyyys näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ruohovartiset kasvit									
Ahomansikka (<i>Fragaria vesca</i>)	-	-	+	-	-	++	-	-	-
Hiirenvirna (<i>Vicia cracca</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Kangasmaitikka (<i>Melampyrum pratense</i>)	++++	++++	++	++++	+	+++	+	-	-
Karhunputki (<i>Angelica sylvestris</i>)	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Kielo (<i>Convallaria majalis</i>)	-	+	-	+	+	++++	+	-	-
Kultapiisku (<i>Solidago virgaurea</i>)	+	+	-	-	++	-	-	-	-
Käenkaali (<i>Oxalis acetosella</i>)	+	-	-	-	++	-	-	-	-
Lillukka (<i>Rubus saxatilis</i>)	+	++	+++	-	-	++++	+	-	-
Maariankämmekkä (<i>Dactylorhiza maculata</i>)	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Maitohorsma (<i>Epilobium angustifolium</i>)	++++	-	-	-	-	-	+	-	-
Mesiangervo (<i>Filipendula ulmaria</i>)	-	-	-	-	-	++	-	-	-
Mesimarja (<i>Rubus arcticus</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Metsäkurjenpolvi (<i>Geranium sylvaticum</i>)	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Metsäorvokki (<i>Viola riviniana</i>)	-	-	-	-	-	++	-	-	-
Metsätähti (<i>Trientalis europaea</i>)	+++	++	++++	+	++	++++	+	-	-
Nuokkotalvikki (<i>Orthilia secunda</i>)	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Nurmitädyke (<i>Veronica chamaedrys</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Oravanmarja (<i>Maianthemum bifolium</i>)	+	++++	++	++++	++++	++	+	-	-
Peltopillike (<i>Galeopsis bifida</i>)	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Rätvänä (<i>Potentilla erecta</i>)	-	++++	-	-	-	-	-	-	-
Solmuvihvilä (<i>Juncus articulatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	+++
Suo-orvokki (<i>Viola palustris</i>)	+	-	++	-	+	-	-	-	-
Särmäkuisma (<i>Hypericum maculatum</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Varpukasvit									
Kanerva (<i>Calluna vulgaris</i>)	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Mustikka (<i>Vaccinium myrtillus</i>)	++++	++++	-	++++	+++	-	++++	++	-
Puolukka (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	+++	++++	-	++	+++	-	+++	++++	-
Vadelma (<i>Rubus idaeus</i>)	+	-	++++	-	-	-	-	-	-

Sammalten ja sanikkaisten esiintyvyys näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Sammalet									
Isokynsisammal (<i>Dicranum majus</i>)	-	+	-	-	-	-	++	-	-
Kerrossammal (<i>Hylocomium splendens</i>)	-	-	-	+	++	-	++	-	-
Korpikarhunsammal (<i>Polytrichum commune</i>)	-	+	-	-	-	-	-	+	-
Korpirahkasammal (<i>Sphagnum girgensohnii</i>)	-	-	-	-	+	-	-	-	-
Seinäsaammal (<i>Pleurozium schreberi</i>)	+	++	-	+++	++	-	+++	-	-
Sanikkaiset									
Metsäalvejuuri (<i>Dryopteris carthusiana</i>)	+	-	++	-	+	-	-	-	-
Metsäimarre (<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)	-	-	-	++	-	-	-	-	-
Metsäkorte (<i>Equisetum sylvaticum</i>)	-	-	+	-	++	-	-	+++	-

Heinäkasvien esiintyvyys näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Heinäkasvit									
Kevätpiippo (<i>Luzula pilosa</i>)	+++	-	-	++++	-	-	+	-	-
Luhtakastikka (<i>Calamagrostis stricta</i>)	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Metsäkastikka (<i>Calamagrostis arundinacea</i>)	-	+++	-	+	+	++++	+++	+	+
Metsälauha (<i>Deschampsia flexuosa</i>)	++++	++++	+++	++++	++	-	+++	-	-
Nurmirölli (<i>Agrostis capillaris</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	++
Tesma (<i>Milium effusum</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	+++

Pensaskerroksen lajit näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Havupuut									
Kataja (<i>Juniperus communis</i>)	-	++++	+	+	+	-	+	+	-
Kuusi (<i>Picea abies</i>)	++++	+	+	-	-	++	++	+++	-
Lehtipuut									
Haapa (<i>Populus tremula</i>)	-	++++	++	++	-	+	+	+	-
Harmaaleppä (<i>Alnus incana</i>)	-	+	++++	-	++	+++	+	-	++++
Hieskoivu (<i>Betula pubescens</i>)	++	++	++	-	+	+	+	++	+
Kiiltopaju (<i>Salix phylicifolia</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	++++
Näsiä (<i>Daphne mezereum</i>)	-	-	-	-	-	+	-	-	-
Pihlaja (<i>Sorbus aucuparia</i>)	++++	++++	+	+++	++	++	++++	+	-
Raita (<i>Salix caprea</i>)	-	-	-	-	-	-	+	+	-
Rauduskoivu (<i>Betula pendula</i>)	++	+	-	-	-	-	-	-	++
Varpumaiset									
Vadelma (<i>Rubus idaeus</i>)	+	-	+++	-	-	-	-	-	-

Puulajit näytepisteillä. n=4

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Havupuut									
Kuusi (<i>Picea abies</i>)	-	++++	++++	+++	+++	++	++++	++++	-
Mänty (<i>Pinus sylvestris</i>)	-	-	-	-	+	-	-	+	-
Lehtipuut									
Harmaaleppä (<i>Alnus incana</i>)	-	-	++++	-	++	++	-	-	+++
Hieskoivu (<i>Betula pubescens</i>)	-	-	-	-	++++	+++	+	+++	-
Raita (<i>Salix caprea</i>)	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Rauduskoivu (<i>Betula pendula</i>)	-	-	+	-	-	-	+	-	++