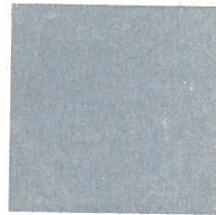


Tiina Käki

HELSINGIN YLIOPISTON  
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN  
TUTKIMUKSIA JA RAPORTTEJA

18

**Boreaalisen järven  
rantavyöhykkeen  
metaaniemissiot sekä niiden  
suhde ympäristöoloihin ja  
kasvillisuuden  
kehitykseen**



BOREAALISEN JÄRVEN RANTAVYÖHYKKEEN  
METAANIEMISSIONT SEKÄ NIIDEN SUHDE  
YMPÄRISTÖOLOIHIN JA KASVILLISUUDEN  
KEHITYKSEEN

TIINA KÄKI

56,9  
KÄK  
TEC

HELSINGIN YLIOPISTON  
YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOS  
LISENSIAATINTYÖ  
11.12.2003

**HELSINGIN YLIOPISTO – HELSINGFORS UNIVERSITET**

Tiedekunta/Osasto – Fakultet/Sektion  
**Matemaattis-luonnotieteellinen**

Laitos – Institution  
**Ympäristöekologian**

Tekijä – Författare  
**Tiina Marianne Käki**

Työn nimi – Arbetets titel

**Boreaalisen järven rantavyöhykkeen metaaniemissiot sekä niiden suhde ympäristöoloihin ja kasvillisuuden kehitykseen**

Oppiaine – Läroämne  
**Ympäristöekologia**

Työn laji – Arbetets art  
**Lisensiaatintyö**

Aika – Datum  
**11.12.2003**

Sivumäärä – Sidoantal  
**32**

Tiivistelmä – Referat

Tämä työ esittelee metaanipäästöjen vuorokaudenaikaista ja vuodenaiakaista vaihtelua eri kasvillisuusvyöhykkeissä Lahden Vesijärven Enonselän Kilpiäistenpohjan ranta-alueella. Tutkimusalue on muinaista suota, nk. transgressoranta, johon on muodostunut tiheä järviruokovaltainen (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) kasvusto paksun turvekerroksen päälle. Kenttätöt tehtiin kolmen kasvukauden ajan vuosina 1997-1999. Mukaan sisältyi myös yksi yli talven kestänyt mittauskausi. Järviruo' on lisäksi myös ilmaversoista leveäosmankäämi (*Typha latifolia* L.) esiintyi runsaana. Kelluslehtisten vyöhykkeessä oli runsaasti ulpukkaa (*Nuphar lutea* L.) ja irtokellujista ristilimaskaa (*Spirodela polyrrhiza* L.). Tutkimusta varten ranta-alue jaettiin viiteen vyöhykkeeseen, jotka poikkesivat toisistaan mm. dominoivien kasvilajien, kasvillisuuden tiheyksien ja vedensyvyyden mukaan. Metaaniemissioiden mittaukset tehtiin läpinäkyvillä, akryylimuovista valmistetuilla kammioilla. Kaasunäytteet metaanin määritystä varten kerättiin 60 ml kolmitiehanallisiin ruiskuihin, joista näytteet otettiin aikasarjana. Näytteet analysoitiin muutaman tunnin sisällä kaasukromatografialla. Jokaisessa vyöhykkeessä mitattiin metaaniemissioita kolmesta rinnakkaisesta kammiosta. Sedimenttiin kohdistuvan häiriön välttämiseksi mittaukset tehtiin pitkospuita. Metaaninäytteiden oton yhteydessä arvioitiin kammioissa olevan kasvillisuuden määrä ( $\text{g DW m}^{-2}$ ), ja se oli kysymyksessä vanhat vai uudet versot ( $\text{kpl m}^{-2}$ ). Myös abioottisia tekijöitä mitattiin, kuten sedimentin lämpötilaa ( $^{\circ}\text{C}$ ), ilman lämpötilaa ( $^{\circ}\text{C}$ ) ja auringonsäteilyä ( $\text{W m}^{-2}$ ). Samanaikaisesti vuorokausinäytteenottojen yhteydessä vihreiden kasvien, järviruokojen ja osmankäämien, sisäisiä metaanipitoisuksia mitattiin ottamalla näytteitä 1 ml ruiskuun. Osana vuorokautista seurantaa tutkittiin myös ilmarakojen avoimuutta ja kiinnioloa. Metaaniemissioissa havaittiin sekä vuorokaudenaikaista että vuodenaiakaista vaihtelua. Suurimmat erot havaittiin sisemmässä tiheässä järviruokokasvustossa kasvukauden loppupuolella. Suurimmat metaaniemissiot kuitenkin havaittiin ulomasta harvasta järviruokokasvustosta, jossa emissiot olivat enimmillään  $2050 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  avovesikautena. Kasvukauden aikana kasvien kautta kulkeutuvan metaanin kokonaisemissio korreloii positiivisesti kasvustojen versobiomassan maksimin kanssa, mutta vaste oli erilainen kasvustoissa, joissa vedenkorkeus oli  $<10 \text{ cm}$  ja  $>25 \text{ cm}$ . Kuplinnan merkitys oli suurin alueilla, joissa oli harva kasvillisuus. Talviaikaan, kun järvi oli jäessä, metaaniemissiot olivat alhaisia. Talven aikana metaania vapautui alle 10% koko vuoden emissioista. Suuria eroja ei havaittu eri vyöhykkeiden välillä talviaikana. Sedimentin lämpötilan havaittiin olevan yhteydessä kasvien kautta kulkeutuvan metaanin määrään. Mitä korkeampi sedimentin lämpötila oli, sitä suuremmat olivat metaaniemissiot ilmakehään kasvien tuuletussolukon kautta. Kilpiäistenpohjassa kasvien kautta kulkeutui ilmakehään metaania  $701 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Avainsanat – Nyckelord

**metaaniemissio, järviruoko, *Phragmites australis*, leveäosmankäämi, *Typha latifolia*, boreaalinen järvi, transgressoranta, Vesijärvi**

Säilytyspaikka – Förvaringsställe

**Ympäristöekologian laitos**

Muita tietoja

**SISÄLLYSLUETTELO:**

<b>TIIVISTELMÄ .....</b>	<b>1</b>
<b>1. JOHDANTO .....</b>	<b>4</b>
<b>2. TUTKIMUSALUE, AINEISTO JA MENETELMÄT .....</b>	<b>9</b>
2.1 Tutkimusalueen kuvaus .....	9
2.2 Aineisto ja menetelmät .....	13
<b>3. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU .....</b>	<b>16</b>
3.1 Metaaniemissioiden vuorokaudenaikaisvaihtelut .....	16
3.2 Metaaniemissioiden vuodenaikeisvaihtelut .....	17
3.3 Metaaniemissioiden vaihtelut eri kasvustojen välillä .....	18
3.4 Vuotuiset kokonaisemissiot .....	19
3.5 Ympäristöolojen vaikutus metaanipäästöihin .....	20
3.6 Kasvien vaikutus metaaniemissioihin .....	21
<b>4. JOHTOPÄÄTÖKSET .....</b>	<b>24</b>
<b>5. KIITOKSET .....</b>	<b>25</b>
<b>6. KIRJALLISUUS .....</b>	<b>25</b>

## ALKUPERÄISTEN ARTIKKELIEN LISTA

Tämän työn pohjana ovat seuraavat artikkelit. Artikkeleihin viitataan tekstissä roomalaisin numeroin.

- I Ojala, A., Käki, T. & Huttunen, J. 2000: Methane emissions from a boreal meso-eutrophic lake: an assessment of seasonal and diel variation among emergent vegetation. — Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 1420-1423.
- II Käki, T., Ojala, A. & Kankaala, P. 2001: Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. — Aquat. Bot. 71: 259-271.
- III Kankaala, P., Ojala, A. & Käki, T. 2003: Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake. — Biogeochemistry (Painossa).

## *1. Johdanto*

Metaani ( $\text{CH}_4$ ) on yksi tärkeimmistä kasvihuonekaasuista, ja se on myös yleisin orgaaninen yhdiste ilmakehässä (Brasseur & Chatfield 1991). Sitä syntyy mikrobiologisesti hapettomissa olosuhteissa metanogeenisten arkkeihin kuuluvien mikrobien hajottaessa orgaanista ainesta. Sedimentin metaanin tuotannon on todettu olevan riippuvainen metanogeneesiin sopivan substraatin, erityisesti asetaatin ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), olemassaolosta (Boon 1991, Sundh ym. 1994, van der Nat & Middelburg 2000, Brix ym. 2001). Orgaanisen materian hajottaminen on monivaiheinen prosessi (Boon 1991). Heterogeeninen fakultatiivisten ja obligaattien anaerobisten mikrobien ryhmä muuttaa proteiinit, hiilihydraatit ja hapot rasvahapoiksi, asetaatiksi sekä vedyksi ja hiilidioksidiksi hydrolyysin ja käymisen avulla. Itse metanogeenit käyttävät yksinkertaisia pienimolekyyliä yhdisteitä, kuten vetyä, asetaattia, metanolia ja metyyliamiineja, ja ovat näin ollen riippuvaisia mikrobeista, jotka alun perin hydrolysoivat ja fermentoivat monimutkaisia orgaanisia yhdisteitä. Makean veden metanogeenit arkit ovat pääsasiassa nk. asetotrofeja, eli ne pilkkovat asetaattimolekyyliä metaaniksi ja hiilidioksidiksi (Boon 1991). Metanogeenisten mikrobien tuottamaa metaania hapettavat puolestaan metanotrofibakteerit hapellisissa olosuhteissa; kemiallisesti metaani ei hapetu. Näin ilmakehään emittoituvan metaanin määrä on riippuvainen sekä metanogeenisten että metanotrofisten mikrobien toiminnasta (van der Nat & Middelburg 2000).

Metaani, kuten muitkin pitkäikäiset kasvihuonekaasut, vaikuttaa ilmakehän koostumukseen, ja tästä kautta maapallon säteilyoloihin sekä ilmastoona (Houghton ym. 2002). Metaania on ilmakehässä huomattavasti hiilidioksidia ( $\text{CO}_2$ ) vähemmän - v. 1998 noin 1745 ppb, kun vastaava hiilidioksidin pitoisuus oli 365 ppm - mutta se on hiilidioksidia voimakkaampi kasvihuonekaasu, ja sen osuus globaalista lämpenemisestä on 12-21% (Schütz ym. 1991, Bubier & Moore 1994, Joabsson ym. 1999, Brix ym. 2001). Hiilidioksiin verrattuna metaanin globaali lämmityspotentiaali (GWP, Global Warming Potential) on 62-kertainen, kun tarkasteluajanjaksona pidetään 20

vuotta (Houghton ym. 2002). Metaanin elinikä ilmakehässä on kuitenkin vain 12 vuotta, kun hiilidioksiidi voi säilyä ilmakehässä jopa 200 vuotta (Houghton ym. 2002). Ilmakehään metaania on arvioitu vapautuvan vuodessa noin 4 850 Tg (Houghton ym. 2002), ja sen määrä on lisääntynyt 151% viimeisen 250 vuoden aikana (McCarthy ym. 2002). Pitoisuuden on arvioitu viimeisen 200 vuoden ajan lisääntyneen vuosittain 0.9-1% (Brasseur & Chatfield 1991), mutta viime vuosina kasvuvauhti on toistaiseksi vielä tuntemattomasta syystä hidastunut (Houghton ym. 2002).

Merkittäviä metaanin lähteitä ovat riisiviljelmät, kosteikot, eläinten ruuansulatus (märehtijät ja termiitit), maantäyttö, kaivostoiminta, luonnon kaasuvarat ja biomassan palaminen (Brasseur & Chatfield 1991). Vähän yli puolet lähteistä on antropogeenisiä, ja näistä tärkeimpäät ovat teollisuus, hiiliakaivokset, maakaasun tuotanto sekä maatalous; maataloudessa merkittäviä metaanipäästöjä aiheutuu mm. märehtijöistä sekä riisinviljelystä (Houghton ym. 2002). Kuten vesikasvina tunnetun riisin viljelykin osoittaa, ovat metaaniemissiot ilmakehään yleensäkin suuret kasvillisuuden peittämällä hapettomilla biotoopeilla eli kosteikoilla ja vedenvaivaamilla turvemailla. Luonnollisten tai maanviljelyskäytössä olevien kosteikkojen on arvioitu vastaavan 40-50%:sta globaaleja metaanipäästöjä (Whiting & Chanton 1993); yksinomaan luonnollisten kosteikkojen osuuden on arvioitu olevan 20% (Houghton ym. 1995). Suuri osa maapallon kosteikoista sijaitsee borealisella ja subarktisella vyöhykkeellä, missä niiden pinta-ala on  $346 \times 10^6$  ha (Bubier & Moore 1994). Näillä vyöhykkeillä kosteikot toimivat hiilen nieluina mm. varastoimalla turvetta, mutta myös merkittävinä metaanin lähteinä (Crill ym. 1992, Brix ym. 2001). Suomessa kosteikkojen kokonaispinta-ala ei ole tiedossa, mutta yksinomaan turvemaita on noin  $10 \times 10^6$  ha (Hallanaro & Pylvänäinen 2002). Näitä habitatteja ei siis voi sivuuttaa arvioitaessa mm. maamme hiilitaseita.

Kosteikkojen kaltaisissa veden vaivaamissa ekosysteemeissä metaanilla on kolme reittiä kulkeutua sedimentistä ilmakehään: 1) liuenneen metaanin diffuusio, 2) kuplinta ja 3) kulku kasvien tuuletussolukkoja eli aerenkyyymiä pitkin (Schütz ym. 1991). Kasvien kautta kulkeutuva metaani emittoituu joko

molekulaarisen diffuusion tai paine-eroihin perustuvan aktiivisen kuljetuksen kautta. Kasvilajit eroavat toisistaan kaasunkuljetusmekanismiensa perusteella, ja tästä kautta myös niiden kaasujen virtausnopeudet vaihtelevat (Sebacher ym. 1985). Useilla kosteikkokasveilla kaasujen vaihto perustuu versojen sisäiseen paineeseen, ja kaasujen kulkeutuminen ilmakehään tapahtuu aktiivisesti konvektiivisena ulosvirtauksena. Sisäinen kaasunpaine versossa voi olla jopa 1 300 Pa, ja konvektiivinen ilmanvirtaus voi olla  $> 10 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$  verso $^{-1}$  (Brix et al. 1992). Paineistettua kaasunvaihtosysteemiä käyttävät vesikasveista mm. järviruoko (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) ja leveäosmankäämi (*Typha latifolia* L.), kun taas esim. järvikaislalla (*Scirpus lacustris*) ja järvikortteella (*Equisetum fluviatile* L.) metaani kulkeutuu ilmakehään passiivisesti diffuusion kautta, mikä on järjestelmänä tehottomampi kuin paineistettu kaasunvaihtosysteemi (Hyvönen ym. 1998, van der Nat ym. 1998).

Aktiivisen kaasujenkuljetussysteemin johdosta järviruokovaltaiset kosteikot ovat lauhkealla vyöhykkeellä osoittautuneet merkittäväksi kasvihuonekaasujen lähteeksi (Brix ym. 1996). On arvioitu, että järviruo'on vuosittain yhteyttämästä hiilestä vapautuu takaisin ilmakehään sedimentin hengityksen kautta keskimäärin 50% (Brix ym. 2001). Paineistetussa kaasujen läpivirtauksessa järviruo'on vanhat ja kuolleet versot toimivat ulosvirtausversoina, kun taas uudet versot ovat sisäänvirtausversoja (Dacey 1981, Armstrong & Armstrong 1991). Virtaus voimistuu kasvukauden lopulla (van der Nat & Middelburg 1998a, Grünfeld & Brix 1999). Järviruokokasvustojen kaasujenvaihtonopeuteen vaikuttavat mm. versojen määrä, lehtien pinta-ala, ilmankosteus, lämpötila, tuulen nopeus ja säteily (Armstrong ym. 1996, Brix ym. 1996). Kaasujen vaihtonopeutta lisäävät etenkin suuri vanhojen versojen määrä, lehtien suuri pinta-ala, alhainen ilmankosteus, voimakas tuuli ja korkea auringon säteilyenergian taso (Armstrong ym. 1996). Muuttujat, kuten ilmankosteus, säteily ja lämpötila, kuitenkin korreloivat keskenään, joten yksittäisen tekijän vaikutusta on yleensä vaikea arvioida (Brix ym. 1996). Tiheässä järviruokokasvustossa yli 90% emittoituneesta metaanista voi kulkeutua kasvien kautta sedimentistä ilmakehään (van der Nat & Middelburg 1998a, Grünfeld & Brix 1999). Vastaavasti myös tiheässä leveäosmankäämikasvustossa aktiivisen kuljetuksen

ansiosta yli 50% metaanipäästöistä kulkeutuu ilmakehään kasvien kautta (Sebacher ym. 1985). Osmankäämikasveilla sisäänvirtaus tapahtuu keski-ikäisistä lehdistä, ja kuten järviruo'olla, kaasu virtaa ulos vanhoista ja vahingoittuneista versoista (Tornbjerg ym. 1994). Kasvittomilla alueilla samoin kuin harvoissa kasvustoissa metaani kulkeutuu ilmakehään pääasiallisesti kupplinnan kautta (Chanton & Dacey 1991, van der Nat & Middelburg 1998a).

Kuten muutkin kosteikkokasvit, järviruoko kuljettaessaan happea ilmakehästä versojen kautta juuristoon kuljettaa samalla hengityskaasuja vastakkaiseen suuntaan (Bubier & Moore 1994). Kuljetetusta hapesta osa 'vuotaa' juuristosta ympäröivään sedimenttiin, jolloin muutoin hapettomaan ympäristöön muodostuu hapellisia mikrohabitaatteja. Näissä mikrobiologinen aktiivisuus muuttuu, ja mm. happea vaativa metanotrofia mahdollistuu. Hapellisissa olosuhteissa myös orgaanisten happojen määrä pienenee. Nämä hapot ovat kasveille tokisia vaikuttaen mm. vaskulaariseen kuljetusjärjestelmään, fotosynteesiin, hiilihydraattien varastointiin ja hengitykseen, (Šanrücková ym. 2001). Paineistettu tuuletus antanee näille kasveille siis kilpailullisen edun (Grosse ym. 1996). Klooneja muodostava järviruoko onkin valtalaji monilla Euroopan kosteikoilla (Clevering 1999), mutta kasvustoille on luontaisista myös muiden suurten vesikasvilajien läsnäolo (Báldi 1999). Esimerkiksi leveäosmankäämi (*Typha latifolia* L.) on tyypillinen seuralainen järviruokokasviston rannanpuoleisessa päässä (Grace & Harrisson 1986). Järviruokokasvustokaan ei ole yhtenäinen, vaan järviruo'on eri ploidit, jotka poikkeavat sekä ulkoasultaan että kromosomimääriltään toisistaan, dominoivat eri syvyyssyöhykkeillä (Paucă-Comănescu ym. 1999).

Järviruokoekosyssytemeissä on hyvin suuri kasvibiomassa, ja tuottavuus on korkea kasvukauden aikana, jopa aikayksikköö kohden samaa suuruusluokkaa kuin tropiikissa ja subtropiikissa (Wetzel 1983, Brix ym. 2001). Aikaisemmissa tutkimuksissa Tsekkoslovakiaassa ja Ruotsissa versobiomassan on havaittu vaihtelevan välillä 1-3.3 kg m<sup>-2</sup> (kuivapainona) (Dykyjová & Hradecká 1976, Granéli 1990), ja maanalaisen biomassan eli maavarsien ja juurien kokonaispainon vaihtelevan puolestaan välillä 2.2 – 8.6 kg kuivapainoa m<sup>-2</sup> (Dykyjová & Hradecká 1976, Granéli 1990, Granéli ym. 1992). Järviruo'olla

siis maanalainen biomassa on yleensä 2-3 kertainen verrattuna versobiomassaan. Kuten muilekin kosteikon ilmaversoisiille makrofyyteille, myös järviruo'olle on tyypillistä verson korkea ligniinipitoisuus (Wetzel 1983), joka hidastaa kuolleen kasvimateriaalin hajoamista. Hajoamisen hitauden tähden osa ligniinipitoisesta kasvimateriaalista jää käytännössä hajoamatta ja sedimentoituu. Tämä hajoamaton osa on poissa hiilen kierrosta. Järviruokoekosysteemit, kuten useimmat muutkin kosteikot, ovatkin hiilen nieluja, mutta samanaikaisesti myös merkittäviä metaanin lähteitä (Brix ym. 2001).

Metaaniemissioiden on yleisesti havaittu vaihtelevan suuresti sekä paikallisesti että ajallisesti (Houghton ym. 2002). Kosteikkojen paikalliset metaaniemissiot voivat erota toisistaan selvästi jopa muutaman metrin matkalla. Ajallisesti metaaniemissiot vaihtelevat sekä vuorokauden että vuoden eri aikoina. Suurimmat erot vuorokauden aikaisten emissioiden välillä ja myös suurimmat vuodenaikaiset metaaniemissiot on havaittu kasvukauden loppupuolella (van der Nat ym. 1998, Yavitt & Knapp 1998, van der Nat & Middelburg 2000, Juutinen ym. 2001). Kasvukauden aikaista metaaniemissioiden vaihtelua on pyritty selittämään mm. orgaanisen materian saatavuudella ja kasvukauden ulkopuolista vaihtelua pääasiassa lämpötilalla (Bubier & Moore 1994, Brix ym. 2001). Lisäksi vedenkorkeudella on havaittu vällillisesti olevan vaikutusta kasvien kaasujen vaihtoon mm. sedimentin hapellisen kerroksen paksuuden kautta (Bubier & Moore 1994, Grünfeld & Brix 1999, Juutinen ym. 2003).

Tämä työ esittelee metaanipäästöjen ajallista vaihtelua erään boreaalisen järven rantavyöhykkeen eri kasvillisuusvyöhykkeissä. Ajallisessa vaihtelussa tarkastellaan niin vuorokauden aikaisia kuin vuodenaikaisia eroja, ja pyritään antamaan myös käsitys vuotuisista metaanin kokonaisemissioista. Tämän tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää tehtäessä alueellisia arvioita metaaniemissioista ja mm. arvioitaessa luonnollisten kosteikkojen merkitystä Suomen kasvihuonekaasutaseissa. Yleisemmin tulokset ovat hyödynnettäväissä mallinnettaessa boreaalisen vyöhykkeen metaaniemissiota. Alueellisten ja globaalien metaaniemissioiden arvioimiseksi on myös saatava tietoa kosteikkorantojen metaaniemissioita säätelevistä abioottisista ja bioottisista

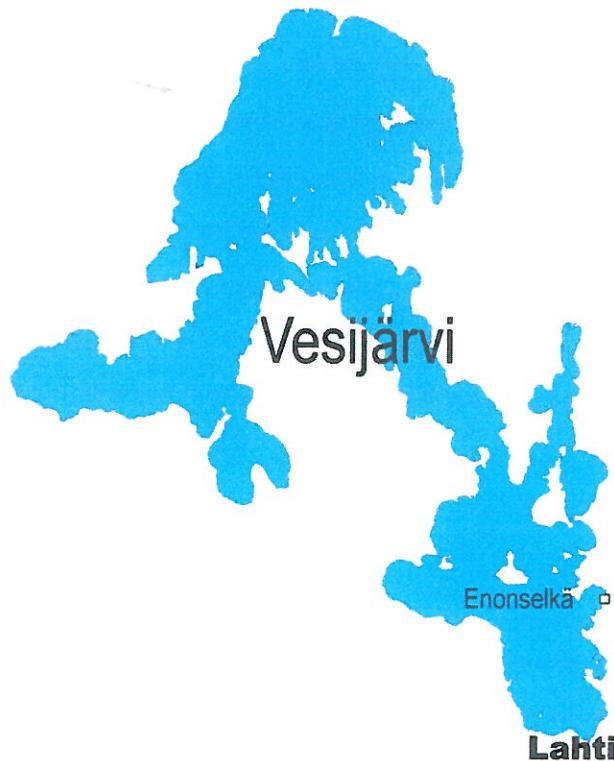
tekijöistä, mitä varten tässä työssä seurattiin myös tärkeimpiä abioottisia ympäristötekijöitä ja kasvillisuuden kehitystä (Whiting & Chanton 1993). Aikaisemmin julkaistuista tuloksista on suurin osa muualta kuin borealiselta vyöhykkeeltä (Chanton ym. 1993, Happell ym. 1994, Minami 1994, Shannon & White 1994, Sotomayor ym. 1994, Kohl ym. 1996, Shannon ym. 1996, Whiting & Chanton 1996, Boeckx & van Cleemput 1997, Yu ym. 1997, Grünfeld & Brix 1999, van der Nat & Middelburg 2000, Joabsson & Christensen 2001). Valtaosa toistaiseksi saatavilla olevista borealisen vyöhykkeen tuloksistakin on peräisin turvemailta (Nykänen ym. 1998, Mikkelä ym. 1995, Kettunen ym. 1999, Beckmann & Lloyd 2001, Crill ym. 1992). Boreaalisten järvien rantavyöhykkeiltä tuloksia ovat julkaisseet vain Hyvönen ym. (1998) ja Juutinen ym. (2001), (2003).

## *2. Tutkimusalue, aineisto ja menetelmät*

### *2.1 Tutkimusalueen kuvaus*

Alue, jolla metaaniemissioita ja niiden suhdetta kasvillisuuteen ja vallitseviin ympäristöolosuhteisiin tutkittiin, sijaitsee Etelä-Suomessa ( $61^{\circ}05' N$ ,  $25^{\circ} 30' E$ ), Lahden Vesijärvellä, Enonselän kaakkoispuolella sijaitsevan Kilpiäistenpohjan lahtialueella (Kuva 1). Vesijärven pinta-ala on  $109 \text{ km}^2$  (Keto ym. 1992), josta Enonselkä kattaa  $26 \text{ km}^2$ . Enonselkä, johon tutkimusalue liittyy, rehevöityi 1900-luvulla pahasti jätevesikuormituksen johdosta. Järvialueen tila pysyi huonona aina 1970-luvun puoliväliin saakka (Keto 1982), minkä jälkeen veden laatu alueella on kohentunut jätevesien muualle johtamisen ja laajamittaisen ravintoverkon biomanipulaation ansiosta. Biomanipulaatio käsitti vähempiarvoisen kalaston tehokalastuksen vv. 1989-1993 niin, että järvestä poistettiin  $>1\ 000\ 000 \text{ kg}$  planktonsyöjäkalojia (Horppila 1997). Kilpiäistenpohjan pinta-ala on 49,1 ha, josta kasvillisuus peittää 20,3 ha. Lahden rantoja ympäröivät tulvaniityt. Alue valittiin tutkimuskohteeksi, koska sieltä oli löydetävissä laaja kirjo erilaisia makrofyyttikasvustoja. Järviruoko dominoi lahdelman rantavyöhykkeellä

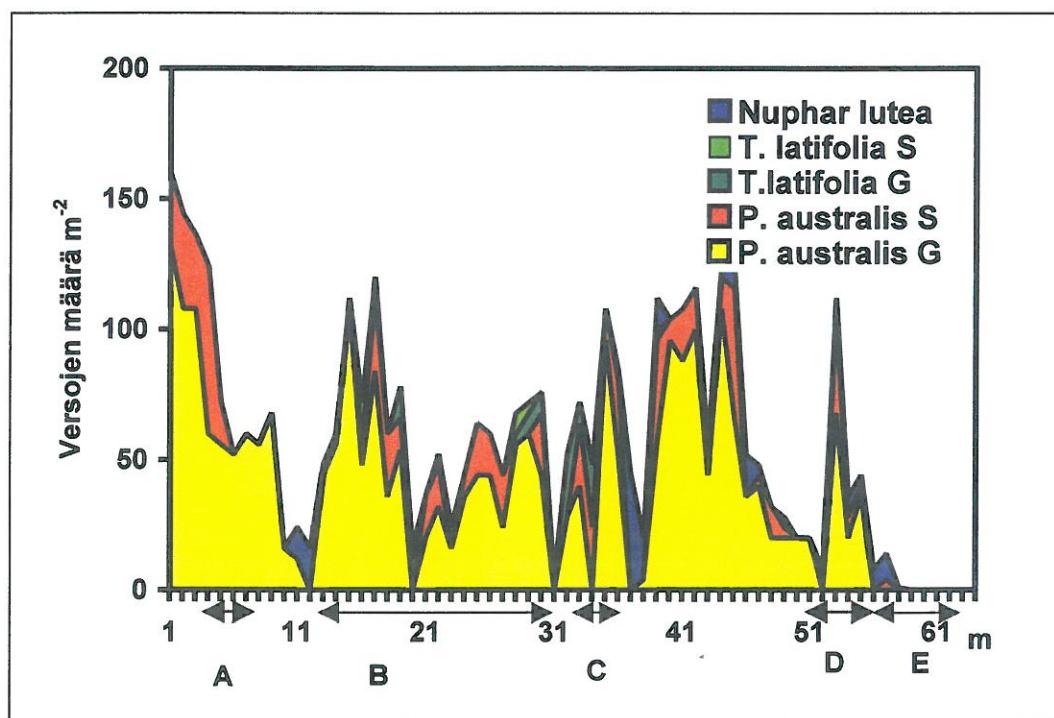
(Kuva 2), ja sitä esiintyi v. 1995 7,8 ha:n alueella (Venetvaara & Lammi 1995). Ilmaversoista vesikasveista myös leveäosmankäämi esiintyi runsaana ja kattoi 1,9 ha:n alueen. Kelluslehtisten vyöhykkeessä esiintyi runsaana ulpukka (*Nuphar lutea* L.) peittäen 3,6 ha:n alueen. Irtokellujista ristilimaskaa (*Lemna*



**Kuva 1.** Vesijärven kartta. Kilpiäistenpohjan tutkimusalue on merkity karttaan mustareunaisella neliöllä.

*trisulca* L.) oli runsaasti ulpukan seassa. Tutkimusranta osoittautui pohjakairausten perusteella ns. transgressiorannaksi, joka alunperin jäätäkauden jälkeen on ollut suota (suull. tiedonanto/keskustelu, FT Hannu Pajunen, Geologian tutkimuskeskus). Transgressiorannat ovat rantoja, jotka ovat jäätäkauden jälkeisten tapahtumien, kuten maankohoamisen ja sitä seuraavan järvienväistymisen myötä, jääneet veden alle (Saarnisto ym. 1994). Maankohoamisen seurauksena 9000 vuotta sitten Vesijärven laskukynnys Vääksyssä jäi vedenpinnan yläpuolelle. Vääksyn alue kohosi nopeammin kuin Lahden alue, jonka seurauksena syntyi eteläpäässä tulva, transgressio (Saarnisto ym. 1994). Kilpiäistenpohja sijoittuu tälle alueelle.

Tutkimusta varten ranta-alue jaettiin viiteen vyöhykkeeseen, jotka poikkesivat toisistaan mm. dominoivien kasvilajien, kasvillisuuden tiheyksien ja vedensyvyyden mukaan (I, II, III). Vyöhykkeet nimettiin rannasta ulapalle päin seuraavanlaisesti: sisempi järviruokovyöhyke, sisempi osmankäämi-järviruokovyöhyke, ulompi osmankäämi-järviruokovyöhyke ja ulpukkavyöhyke (III). Linja alkoi tiheästä matalan veden järviruokokasvustosta. Sen rannanpuoleiseen päähen – ja tämän tutkimuksen ulkopuolelle - jäi vielä laaja tulvaniittyalue, jonka kasvillisuus koostui saroista (*Carex spp.*) ja järviruo'osta. Sisempi järviruokovyöhyke ja kummatkin osmankäämi-järviruokovyöhykkeet sijaitsevat alueilla, joissa vedenkorkeus oli normaalista <10 cm ja ainostaan kevättulvan aikaan >20 cm. Ulommalla järviruokovyöhykeellä ja ulpukkavyöhykkeellä vedenkorkeus oli 40 – 70 cm. Tutkimusta varten alueelle rakennettiin pitkospuit, joilta käsin kaikki tarvittavat näytteet otettiin (kuva 3). Järjestely oli välttämätön sedimentin häiriintymisen estämiseksi.



Kuva 2. Järviruo'on ja osmankäämin versojoen määrä sekä ulpukan lehtien määrä Kilpiäistenpohjan kasvillisuslinjalla 27. heinäkuuta 1998 (Kankaala ym. 2003). Osmankäämin ja järviruo'on latinankielisten nimien perässä olevat kirjaimet tarkoittavat seuraavaa: S kuolleiden versojoen määrää ja G vihreiden versojoen määrää. Kuvan alapuolella olevat nuolet osoittavat eri vyöhykkeiden sijainnin: A) sisempi järviruokovyöhyke, B) sisempi osmankäämi-järviruokovyöhyke, C) ulompi osmankäämi-järviruokovyöhyke, D) ulompi järviruokovyöhyke ja E) ulpukkavyöhyke.



**Kuva 3.** Yläpuolella olevat näkymät on kuvattu Kilpiäistenpohjan tutkimusalueelta. Ylhäällä vasemmalla on kuva näytteenotossa käytetyistä pitkospuista ja alueelle tyypillisestä tiheästä järviruokokasvustosta. Ylhäällä oikealla on kuvattu metaaninäytteenottoa. Vasemmalla alhaalla on näkymä ulpukkavyöhykkeestä. Kuvassa on mukana myös kuplankeräimiä ja kammioiden ripustuskehikkoja. Oikealla alhaalla oleva kuva on otettu alueelta, jossa järviruokokasvusto muuttuu tiheästä kasvustosta harvaksi.

## 2.2 Aineisto ja menetelmät

Kenttätöitä tehtiin kolmen kasvukauden ajan vuosina 1997-1999 (I,II,III). Kasvukausien aikana mitattiin metaaniemissioiden sekä vuorokaudenaikaista (I,II) että vuodenaikaista vaihtelua (III). Vuodenaikaisvaihtelun aineistoon sisältyi myös yksi yli talven kestänyt mittauskausi (III).

Vuorokaudenaikaisvaihteluja mitattiin kolmelta vyöhykkeeltä (II): sisemmässä järviruokovyöhykkeessä, ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä sekä ulommassa järviruokovyöhykkeessä. Alustavia vuorokaudenaikaismittauksia tehtiin vuonna 1997 heinä-syyskuussa kolme kertaa (I), jolloin näytteet otettiin kello 13 ja 6 (GMT + 2 h). Ajoitus perustuu siihen, että mm. Yavitt & Knapp (1995) olivat havainneet aiemmin, että aikaisin aamulla metaaniemissiot ovat alhaisimmillaan. Vuonna 1998 näytteenottokertoja oli kaksi heinä-elokuussa ja vuonna 1999 viisi touko-syyskuussa (II). Vuonna 1998-1999 näytteenottoa laajennettiin niin, että näytteet otettiin kello 12, 18, 00, 06 ja 12 (GMT + 2 h).

Emissioiden vuodenaikasnäytteitä kerättiin kaikilta viideltä vyöhykkeeltä (III). Vuonna 1997 näytteenottokausi oli 27. toukokuuta - 5. marraskuuta, vuonna 1998 19. toukokuuta- 16. joulukuuta ja vuonna 1999 20. tammikuuta - 15. syyskuuta. Vuosina 1997-1998 näytteitä otettiin avovesikautena joka toinen viikko; avovesikauden ulkopuoliset näytteet otettiin vuonna 1998 kerran kuukaudessa. Vuonna 1999 näytteitä otettiin kasvukauden vaiheesta riippumatta kerran kuukaudessa.

Metaaniemissioiden mittaukset perustuvat ns. suljetun kammion tekniikkaan, jossa tutkittava systeemi eristetään ympäristöstään kaasutiiviisti. Metaanipitoisuuden nousua kammiossa seurataan sitten ajan funktiona. Tarkemmin mittauksia kuvataan vuorokaudenaikaisvaihtelua kuvaavassa artikkelissa (II). Käytetyt kammiot olivat akryylimuovista valmistettuja ja näin ollen läpinäkyviä, ja ne olivat 60-90 cm korkeita ja peittivät 900-1600 cm<sup>2</sup>:n pinta-alan. Metaaninäytteet otettiin aikasarjana kolmitiehanallisiin 60 ml:n ruiskuihin kammioiden kansissa olleiden kaasutiiviiden näytteenottoaukkojen

kautta. Vuonna 1997 kulloinenkin näytteenotto kesti 16 minuuttia, ja näytteet otettiin 4 minuutin välein. Seuraavina kahtena vuonna 1998-1999 siirryttiin 12 minuutin aikasarjaan, jolloin näytteet otettiin 3 minuutin välein. Jokaisessa vyöhykkeessä metaaniemissioita mitattiin kolmesta rinnakkaisesta kammiosta samanaikaisesti. Matalan veden vyöhykkeillä (sisempi järviruokovyöhyke ja kummatkin osmankäämi-järviruokovyöhykkeet) kammiot asetettiin mittauspaikoille vuorokautta ennen mittausta ja jätettiin kansi avoimena odottamaan seuraavan päivän mittausta. Syvän veden vyöhykkeillä (ulompi järviruokovyöhyke ja ulpukkavyöhyke) kammioita varten oli rakennettu kaulukset (Kuva 3). Kammiot roikkuivat kehikoiden varassa sedimentin yläpuolella, eivätkä täten aiheuttaneet häiriötä sedimenttiin. Ulpukkavyöhykkeellä kuplinta mitattiin kuudella kuplankeräimellä (III), jotka olivat kiinnitettyinä pitkospuihin. Näytteenottopaikat olivat joka vuosi suunnilleen samat. Ainoastaan, jos näytteenottopaikka oli jollakin tavoin vaurioitunut, vaihdettiin paikkaa.

Näytteet analysoitiin muutaman tunnin sisällä näytteenotosta kaasukromatografilla (Hewlett-Packard 5710A, FID detektori, Haysep Q kolonni)(II, III). Alustavien vuorokaudenaikeismittausten näytteet analysoitiin 24 tunnin sisällä Kuopion yliopiston laboratoriossa (I). Menetelmä on kuvattu julkaisussa Nykänen ym. (1995). Metaaniemissio arvioitiin metaanipitoisuuden ajan suhteeseen lineaarisesta kasvusta kammioissa. Ulommassa järviruokovyöhykkeessä pitoisuuden kasvu oli kuitenkin usein hypähdyksellistä, mikä ilmentääne metaanin emittoitumista kupplinnan kautta. Näissä tapauksissa kuplinta laskettiin poikkeuksellisesti kahden pisteen avulla, ja kuplinta sekä kasvien kautta tapahtuva metaaniemissio esitettiin erillisinä tuloksina. Vuorokaudenaikeistulokset ilmoitettiin muodossa  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (I, II) ja vuodenaikeistulokset muodossa  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (III). Tietoja metaaniemissioiden vuorokaudenaikeisista vaihteluista hyödynnettiin arvioitaessa vuodenaikeisia emissioita. Vuodenaikeisten emissioiden perusteella arvioitiin lopulta alueen vuotuisia kokonaismetaanipäästöjä.

Vuorokausinäytteenottojen yhteydessä mitattiin järviruokojen ja osmankäämien vihreiden versojen sisäisiä metaanipitoisuksia, mitä varten versojen sisältä

otettiin kaasunäytteitä 1 ml ruiskuun (II). Työssä oli tarkoitus selvittää metaanin kerääntymistä versoihin ja saada alustavaa tietoa siitä, pääseekö metaani ilmakehään tietyistä versonosista. Elokuussa 1998 sisäiset kaasunäytteet otettiin sekä ruo'on että osmankäämin viidestä versosta niin, että näytteenottokohdat olivat sekä yli 10 cm:n että alle 10 cm:n korkeudella sedimentin pinnasta. Osana vuorokautista seurantaa tutkittiin myös ilmarakojen auki- ja kiinnioloa (II). Menetelmä oli sama kuin Thomas ym. (1996) esittivät eli kynsilakalla tehtiin vedokset lehden pinnasta, ja valoksista sitten valomikroskoopilla tutkittiin ilmarakojen auki/kiinniolo (Olympus CX 40, 1000 -kertainen suurennos). Tällä pyrittiin selvittämään ilmarakojen toiminnan merkitys vuorokauden aikojen välisiin eroihin metaaniemissioissa.

Abioottisista tekijöistä seurattiin sedimentin ja ilman lämpötilaa (°C). Kasvukauden aikaisissa lämpötilanmittauksissa käytettiin vuosina 1998-1999 Tinytag IP 68 -loggereita (Orion yhtymä), jotka oli asetettu sedimenttiin 30 cm:n syvyyteen ja 1.7 metrin korkeuteen vedenpinnan yläpuolelle. Lämpötilan rekisteröintiväli oli 15 minuuttia v. 1997 ja 60 minuuttia vuosina 1998-1999. Auringonsäteily ( $\text{W m}^{-2}$ ) mitattiin pyranometrillä (CM6B; Reino Rehn Ky), joka oli tutkimusalueelta noin kilometrin päässä olleen rakennuksen katolla. Myös vuoden 1997 ilman lämpötilatiedot saatettiin samaisen rakennuksen katolla olleesta havaintolaitteesta (WS-3-Pt100; Reino Rehn Ky). Rekisteröinti tapahtui 2 minuutin välein, mutta tulokset on käsitelty tunnin keskiarvoina.

Metaaninäytteiden oton yhteydessä arvioitiin kammioissa olleen kasvillisuuden määrä (g kuivapainoa  $\text{m}^{-2}$ ) ja kunto eli se, olivatko kysymyksessä vanhat vai uudet versot ( $\text{kpl m}^{-2}$ )(II,III). Vanhoiksi versoiksi laskettiin ruskeat, vähän klorofylliä sisältäneet versot (II) ja muut olivat uusia versoja. Biomassan määritystä varten versot laskettiin ja mitattiin, minkä jälkeen biomassa arvioitiin epäsuorasti käyttäen kasvustosta määritettyjä lajikohtaisia pituuspaino-regressioita. Määritystä varten versoja kuivattiin vähintään 48 h + 60 °C:ssa. Elokuussa 1999 määritettiin myös pohjanalainen biomassa (g kuivapainoa  $\text{m}^{-2}$ ) sisemmästä järviruokovyöhykkeestä, ulommasta osmankäämi-järviruokovyöhykkeestä ja ulommasta järviruokovyöhykkeestä

(III). Teräksisellä sedimenttinoutimella (pituus 70 cm, halkaisija 8 cm) otettiin viisi rinnakkaista näytettä kaikista vyöhykkeistä. Näytteitä kuivattiin 60 °C:ssa yli viikon ajan, ja ne punnittiin laboratoriossa.

### *3. Tulokset ja tulosten tarkastelu*

#### *3.1 Metaaniemissioiden vuorokaudenaikeisia vaihtelut*

Emissiot vaihtelivat vuorokauden ajan mukaan sisemmässä järviruokovyöhykkeessä ja ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä (I,II), ja erot olivat selvimmät kasvukauden lopussa (II). Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä vuorokaudenaikeiset erot olivat suurimmat (I,II). Vuoden 1997 näytteenotto oli esikoe, ja näytteenottoja oli vuorokauden aikana vain kaksi eli päivällä ja aikaisin aamulla. Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä erot olivat suurimmillaan heinäkuussa, jolloin päivällä metaaniemissio oli 6.5 – kertainen aamuseen verrattuna. Muista vuosista poiketen vuonna 1997 ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä aamuinen emissio oli 1.8 – kertainen päivääkaiseen verrattuna. Syyskuussa samana vuonna tilanne oli vastakkainen, sillä metaaniemissio oli osmankäämi-järviruokokasvustossa päivällä 4.7 –kertaa suurempi kuin aamulla.

Vuosina 1998–1999 sisemmässä järviruokovyöhykkeessä alhaisimmat emissiot mitattiin tavallisesti yöllä (II), jolloin päästöt vaihtelivat kasvukauden mittaan välillä 0.5 - 11.8 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä vuorokaudenaikeinen emissiosykli oli selvin elokuussa 1999, jolloin päivääkaiset emissiot olivat jopa noin 13-kertaisia yöaikaisiin verrattuna. Samana ajankohtana myös ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä havaittiin vuorokaudenaikeista vaihtelua metaaniemissioissa; erot olivat selvimmät aamun ja yön sekä aamun ja iltapäivän välillä. Metaaniemissioiden vuorokaudenaikeiset olivat suurimmillaan lähes 6-kertaisia. Yöllä metaaniemissiot ilmakehään olivat aamua vähäisempiä, ja aamulla puolestaan metaaniemissio oli iltapäivää pienempi. Myös aiemmissa tutkimuksissa on

havaittu metaaniemissioiden olevan suurempia päiväsaikaan ruoko- ja osmankäämikasvustoissa (Armstrong & Armstrong 1990, Brix ym. 1996, Chanton & Dacey 1991, Chanton ym. 1993, Kim ym. 1998, van der Nat ym. 1998, Yavitt & Knapp 1998). Ulommassa järviruokovyöhykkeessä ei havaittu sisempien vyöhykkeiden kaltaista metaaniemissioiden vuorokaudenaiakaista vaihtelua. Tältä vyöhykkeeltä metaani vapautui ilmakehään suurimmaksi osaksi kupplinnan kautta.

### 3.2 Metaaniemissioiden vuodenaikaisvaihtelut

Vesijärven kasvillisuusrannan metaanipäästöt vaihtelivat kasvukauden kuluessa niin, että ne olivat sisemmässä järviruokovyöhykkeessä sekä kummassakin osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä korkeimmillaan heinä-elokuussa (III). Metaaniemissioiden vuodenaikaisvaihtelujen on havaittu olevan suuria sekä turvemailla että kosteikoilla (Dise & Gorham 1993, Boeckx & van Cleemput 1997, Hyvönen ym. 1998, Kim ym. 1998, Juutinen ym. 2001). Korkeita loppukesän metaaniemissioita on havaittu myös aikaisemmissa tutkimuksissa järviruo'olla, järvikaislalla (*Scirpus lacustris*) ja saralla (*Carex* sp.) (van der Nat & Middelburg 2000, Juutinen ym. 2001). Ulommassa järviruokovyöhykkeessä ja ulpukkavyöhykkeessä ei selviä kasvukaudenaikaisia vaihteluja ollut, vaikka ulommassa järviruokovyöhykkeessä metaaniemissiot olivatkin korkeimmillaan heinä-elokuussa. Syy kasvukaudenaikaisten vaihtelujen puuttumiseen lienee se, että näiltä kahdelta uloimmalta vyöhykkeeltä metaani vapautui ilmakehään suurimmaksi osaksi kupplinnan kautta. Talviaikaan, kun järvi rantavyöhykkeineen oli jävässä, metaaniemissiot ilmakehään olivat pieniä, mutta kuitenkin havaittavia. Metaania vapautui ilmakehään 0 – 74 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, kun vastaavat talviarvot järviruokovyöhykkeessä lauhkealla vyöhykkeellä ovat olleet 60 – 120 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Kim ym. 1998). Kilpiäistenpohjassa siis ainoastaan noin 10% metaanista emittoitui talven aikana (III).

### 3.3 Metaaniemissioiden vaihtelut eri kasvustojen välillä

Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu eri tyyppeistä kasvustoista emittoituvan eri määriä metaania ilmakehään (Sebacher ym 1985, van der Nat ym. 1998, Juutinen ym. 2001). Eräs syy on se, että kasvilajit poikkeavat toisistaan mm. kaasunkuljetusmekanismien perusteella (Sebacher ym. 1985, Brix ym., 1992, van der Nat ym. 1998). Myös Kilpiäistenpohjan tutkimusalueella havaittiin samankaltaista vaihtelua eri kasvustojen välillä (III).

Suurimmat kasvien kautta ilmakehään kulkeutuvat metaaniemissiot mitattiin ulommasta järviruokovyöhykkeestä, jossa emissio kasvoi aina 2 050 mg :aan  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (III). Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä, kuten myös molemmissa osmankäämi-järviruokovyöhykkeissä, päävittäiset metaaniemissiot olivat tavallisesti alle 500 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä emissioiden maksimit vaihtelivat välillä 403 – 1177 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Vastaavat emissiomaksimit sisemmässä osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä olivat 644 – 1133 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , mutta vaihtelu oli kaiken kaikkiaan kuitenkin suurempaa kuin sisemmässä järviruokokasvustossa. Ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä metaaniemissioiden maksimit olivat 394 – 453 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , eli suurimmillaankin vain 40% siitä, mitä sisemmissä järviruoko- ja osmankäämi-järviruokovyöhykkeissä. Ulommassa järviruokovyöhykkeessä yksittäiset mitatut metaaniemissiointeudet vaihtelivat välillä 15 – 3240 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Tiheässä järviruokokasvustossa Saimalla emissioiden on todettu nousevan jopa 6000 mg:aan  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Alm ym. 1996), mikä on kolminkertainen määrä verrattuna suurimpaan mitattuun emissioon Kilpiäistenpohjan tutkimusalueella. Lammin Pääjärven järvikortekasvustossa metaaniemissio oli korkeimmillaan 403.2 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Hyvönen ym. 1998), ja pysyvästi veden vallassa olleilla boreaalisen vyöhykkeen soistuneilta rannoilta mitatut metaaniemissiot harvassa järviruokokasvustossa ja sarakasvustossa olivat korkeimmillaan 340.8 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Juutinen ym. 2001). Kilpiäistenpohjan ulommassa järviruokovyöhykkeessä metaaniemissiot olivat edellä mainittuja tutkimuksia 5–6 –kertaa korkeammat. Turvemaiden metaaniemissioiden on todettu vaihtelevan suuresti eli välillä 0 - >2000 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Lien ym. 1992,

Bartlett & Harriss 1993, Shannon & White 1994, Nykänen ym. 1998). Michiganin turvemailla korkeimmat metaaniemissiot vaihtelivat välillä 491–1445 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Shannon & White 1994). Suuruusluokka oli siis sama kuin Kilpiäistenpohjan sisemmässä järviruoko- ja osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä. Myös Michiganin tutkimusalue sijaitsi matalan veden alueella, ja korkeimmillaankin vedenpinta jäi <10 cm. Nykäsen ym. (1998) tutkimuksessa suomalaisilla turvemailla korkein mitattu metaaniemissio oli 646.9 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, joka on noin 40% pienempi kuin Kilpiäistenpohjan sisemmissä kasvustoissa mitatut korkeimmat metaaniemissiot ja 80% pienempi kuin ulommasta järviruokovyöhykkeestä mitatut emissiot.

### *3.4 Vuotuiset kokonaisemissiot*

Avovesikauden kokonaisemissiot vaihtelivat yleensä välillä 20 - 50 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> (III), mutta ulomalla järviruokovyöhykkeellä kasvien kautta kulkeutui kasvukauden aikana metaania enimmillään 123 g m<sup>-2</sup>. Kuplinta mukaanlaskien tämän vyöhykkeen kokonaisemissiot nousivat enimmillään 204 g:aan CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> (III, taulukko 2). Tutkitulla Kilpiäistenpohjan kasvillisuusalueella, joka käsitti 20.3 ha, kasvien kautta kulkeutuvien vuotuisten kokonaisemissioiden laskettiin olevan 701 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Tämä on on kuitenkin aliarvio, sillä mukana ei ole kupplinnan kautta emittoituvaa metaania; kuplaintamittaukset eivät olleet niin kattavia, että kupplinnasta olisi voitu tehdä luotettavaa kokonaisarviota. Aikaisemmissa tutkimuksissa ei talvihavaintojen puuttumisen vuoksi ole annettu varsinaisia vuotuisia kokonaisarvioita (Hyvönen ym. 1998, Kim ym. 1998, Juutinen ym. 2001). Juutisen ym. (2001) tutkimuksessa järviruoko- ja sarakasvustoissa emissioiden arvioitiin kesä-syyskuun aikana olleen 11 – 12.8 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>, joka on Kilpiäistenpohjan alueen arviota selvästi pienempi. Hyvösen ym. (1998) tutkimuksessa kesä-marraskuun kokonaisemissioksi järvikortekasvustossa saatiin 43.7 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>. Nebraskassa, Yhdysvalloissa, kuuden kuukauden kokonaisemissio järviruokokasvustossa oli 64 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> (Kim ym. 1998). Lammin Pääjärven järvikortekasviston (Hyvönen ym. 1998) ja nebraskalaisen järviruokokasviston (Kim ym. 1998) kokonaisemissiot olivat

siis lähellä Kilpiäistenpohjan tuloksia, ja vain ulomman järviruokovyöhykkeen kokonaisemissiot poikkesivat korkeampina näistä tutkimuksista.

### *3.5 Ympäristöolojen vaikutus metaaniemissioihin*

Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä vuorokaudenaikaiset vaihtelut metaaniemissioissa olivat yhteydessä auringonsäteilyn vaihteluihin, kun taas osmankäämi-järviruokokasvustossa yhteys ei ollut niin selvä (II). Sisemmässä järviruokovyöhykkeessä säteily selitti, elokuuta lukuunottamatta, 73-99% metaaniemissioista (II). Ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä ainoastaan syyskuussa säteily selitti merkittävän osan metaaniemissioista, ja silloinkin metaaniemissiot pienenivät säteilymäärän kasvaessa. Osmankäämikasvustossa auringon säteilyenergian kynnyssarvona, jonka jälkeen emissiot kasvoivat nopeasti, oli  $200 \text{ W m}^{-2}$ . Aikaisemmassa tutkimuksessa myös Chanton ym. (1993) havaittavat, että osmankäämikasvustoissa metaaniemission vuodenaikaismaksimi selittyy pikemminkin auringon säteilyenergian kuin ilman lämpötilan vaihteluilla. Samankaltaisia havaintoja säteilyn ja metaanipäästöjen välillä on tehty myös järviruo'olla (van der Nat ym. 1998, Brix ym. 1996).

Vuorokaudenaikaisten metaaniemissioiden vaihtelussa ilman lämpötilan ja metaanipäästöjen välinen yhteys oli Kilpiäisten pohjan kasvustoissa tavallisesti epäselvä (II). Ainoastaan syyskuussa ulommassa osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä ilman lämpötilan nousu selitti 50% metaaniemissioiden lisääntymisestä ilmakehään. Aikaisemmissa tutkimuksissa (Armstrong ym. 1996, Brix ym. 1996) on kuitenkin havaittu ilman lämpötilan kohoamisen lisäävän metaaniemissioiden määrää.

Kilpiäistenpohjassa metaaniemissioiden avovesikautiset vaihtelut selittivät ilman lämpötilaa paremmin sedimentin lämpötilalla. Kun kolmen vuoden aineistot yhdistettiin, sedimentin lämpötila selitti sekä järviruoko- että osmankäämi-järviruokokasvustoissa 50.3-60.7% emissioiden vaihtelusta (III). Koska emissiot ovat siis yhteydessä sedimentin lämpötilaan, on todennäköistä,

että lämpötila sätelee metanogeenien metaanin tuotantoa (Paul & Clark 1998) ja on täten tärkeä tekijä metaaniemissioiden vuodenaikaisvaihtelujen taustalla. Samankaltaisia tuloksia on saatu turvemailla (Dise & Gorham 1993, Yavitt 1997, Kim ym. 1998).

Metaaniemissiot tutkitulla alueella eivät olleet yhteydessä vedenkorkeuteen, vaikkakin aikaisemmissa tutkimuksissa on näin havaittu olevan (Bubier & Moore 1994, Grünfeld & Brix 1999, Juutinen ym. 2001, Lien ym. 1992, van der Nat ym. 1998). Vedenpinnan pitäisi kuitenkin laskea vähintään 10 cm sedimentin alapuolelle, ennen kuin se vaikuttaisi metaaniemissioihin järviruokokasvustossa (Grünfeld & Brix 1999). Kilpiäistenpohjan tutkimusalueella näin suurta vedenkorkeuden vaihtelua ei havaittu (II, III).

### *3.6 Kasvien vaikutus metaaniemissioihin*

Kilpiäistenpohjan metaaniemissiot olivat riippuvaisia kasvien kasvuvaheesta (II), ja riippuvuus oli samankaltainen kuin järviruokokasvustoissa Nebraskassa, Yhdysvalloissa (Kim ym. 1998). Vuorokaudenaikeisvaihtelut olivat suurimmillaan kasvukauden loppuvaiheessa, kun kasvit eivät olleet enää parhaassa kasvuvaheessaan. Vuorokaudenaikeisvaihtelua ei havaittukaan ulommassa järviruokovyöhykkeessä, missä kasvusto oli harvaa. Kumpakaan tutkituista lajeista ei sulkenut yöksi ilmarakoja, vaan sekä järviruoko että leveäosmankäämi pitivät ilmarakonsa jatkuvasti auki (II). Tästä huolimatta versojen sisäisissä metaanipitoisuksissa oli vuorokaudenaikeisia vaihteluja, niin että yöaikaiset pitoisuudet olivat suurimmillaan leveäosmankäämillä 63.5 -kertaa ja järviruo'olla 127 -kertaa korkeampia kuin päivällä. Metaani luultavammin karkaa ilmakehään jo versojen tyviosista, sillä korkeimmat sisäiset metaanipitoisuudet havaittiin versojen alemmissa osissa. Versojen ylemmistä osista otetuissa näytteissä olivat metaanipitoisuudet lähellä ilmakehän tasoa. Järviruo'olla tämä kasvin eri osien välinen ero oli 1650 -kertainen ja leveäosmankäämillä 42 -kertainen. Samankaltaisiin tuloksiin järviruo'olla ja järvikaislalla ovat päätyneet van der Nat ym. (1998). Heidän tutkimuksessaan versojen sisäiset metaanipitoisuudet olivat ilmakehän tasolla

60 cm:n korkeudessa, ja vasta verson alimmassa 30 cm:n osassa sisäiset pitoisuudet olivat korkeampia kuin ilmakehässä.

Osmankäämikasvustoissa suurien biomassojen on havaittu olevan yhteydessä korkeisiin metaaniemissioihin (Chanton ym. 1993), ja metaaniemissioiden vuodenaikaisvaihtelut ovat usein yhteydessä kasvien ja kasvustojen kasvuvaheeseen (Whiting & Chanton 1993, van der Nat & Middelburg 2000). Kaasujen vaihtonopeuteen vaikuttavat mm. versojen määrä ja lehtien pinta-ala (Armstrong ym. 1996, Brix ym. 1996). Myös juurieritteet ja hajoava kasviaines vaikuttavat mikrobeille sopivana orgaanisen hiilen lähteenä emissioihin stimuloimalla mikrobiaktiivisuutta, (Schütz ym. 1991). Tiheissä kasvustoissa, so. sisemmässä järviruokovyöhykkeessä ja kummassakin osmankäämi-järviruokovyöhykkeessä, metaaniemissiot olivatkin korkeimmillaan heinä-elokuussa eli metaaniemissioiden maksimi osui siis samaan ajankohtaan versobiomassan maksimin kanssa (III). Samankaltaisia havaintoja ovat tehneet tutkimuksissaan Happel ym. (1993) ja Whiting & Chanton (1993). Myös nämä kasvustot sijaitsivat alueilla, joiden vedenpinta oli <10 cm.

Metaaniemissiot olivat korkeimmat uloimmassa järviruokokasvustossa, missä versotiheys ja -biomassa olivat alhaisimmat (III), mikä näyttäisi olevan ristiriidassa suuren vesikasvien merkitystä korostavien aiempien tulosten kanssa. Kasvukauden aikana havaittiin kuitenkin kasvien kautta kulkeutuvan metaanin kokonaisemissioiden ja kasvustojen maksimi-biomassojen korreloivan keskenään positiivisesti. Kasvukautena, jolloin versobiomassan maksimi oli korkea, myös metaanin kokonaisemissio oli suuri. Kokonaisemission vaste oli kuitenkin erilainen kasvustoissa, joissa vedenkorkeus oli <10 cm ja >25 cm (III, kuva 5). Ulommassa järviruokovyöhykkeessä jäät ja aallot keräsivät orgaanista, hajoavaa materiaalia, joka oli peräisin levistä sekä uposlehtisistä ja ilmaversoisista kasveista (Kankaala ym. 2003). Korkeat metaaniemissiot voivat siis selittää myös metanogeneesille sopivien substraattien hyvällä saatavuudella, sillä onhan anaerobinen hiilimineralisaatio todettu metaanintuotannon tärkeimmäksi kontrolloijaksi (Segers 1998). Hiilimineralisaatio on puolestaan lämpötilariippuvainen prosessi (Mikkelä ym. 1995). Ulommassa

järviruokovyöhykkeessä myös kupplinnan merkitys oli suuri. Kuplinta voikin dominoida metaanin kuljetusta kasvittomilla alueilla sekä sellaisilla kasvillisuuden peittämillä alueilla, joissa on alhainen kasvibiomassa (Chanton & Dacey 1991, van der Nat & Middelburg 1998a).

Eri vyöhykkeiden nettoemissioihin vaikuttaa myös metaanin biologinen hapettuminen ritsosfäärisä (King 1994, van der Nat & Middelburg 1998b). Tämä metanotrofinen prosessi on luultavasti Kilpiäistenpohjassa tehokkain rannanläheisimmissä kasvillisuusvyöhykkeissä, koska sisemmässä järviruokovyöhykkeessä samoin kuin molemmissa osmankäämi-järviruokovyöhykkeissä kasvustot olivat terveempää ja tiheämpää (III) kuin ulommassa järviruokovyöhykkeessä. Myös juuri- ja ritsomibiomassat olivat sisemmässä järviruokovyöhykkeessä suuremmat kuin ulommassa järviruokovyöhykkeessä. Tällaisilla vyöhykkäillä kasvit hapettavat tehokkaasti sedimenttiä, ja luovat metanotrofialle otolliset olosuhteet. Kankaalan ym. (2003) tutkimuksessa elokuussa 1999 metaanin tuotantopotentiaali oli Kilpiäistenpohjan ulommassa järviruokovyöhykkeessä 2.4 –kertaa korkeampi kuin sisemmässä järviruokovyöhykkeessä. Vastaavasti metaanin hapetuspotentiaali oli sisemmässä järviruokovyöhykkeessä 1.1 –kertaa korkeampi kuin ulommassa järviruokovyöhykkeessä. Aikaisemmissa tutkimuksissa on havaittu, että kasvillisuuden valtaamilla sedimenteillä on alhaisempi metaanipitoisuus kuin kasvittomilla sedimenteillä (Boon & Sorrell 1991, Joabsson & Christensen 2001). Sedimentin metaanipitoisuus kasvillisuuden valtaamilla alueilla on pienimmillään ylimmän 10 cm:n matkalla (Gross ym. 1993). Tässä kerroksessa on myös yli 60% kasvien elävästä juuri- ja ritsomibiomassasta (Gross ym. 1993), ja kasvien merkitys sedimentin hapettajana ja metaanin poiskuljettajana siis korostunut (Gross ym. 1993, Jespersen ym. 1998).

#### 4. Johtopäätökset

Tutkimuksen tärkeimmät tulokset olivat seuraavat:

1. Metaaniemissiot olivat tiheässä järviruokokasvustossa päivällä yötä korkeammat. Suurimillaan ero oli elokuussa 1999, jolloin se oli 12.8 –kertainen. Harvemmassa osmankäämi-järviruokokasvustossa vuorokaudenaikaiset erot olivat epäselvemmät, ja harvassa järviruokokasvustossa ne puuttuivat kokonaan.
2. Tiheässä järviruokokasvustossa metaaniemissiot olivat korkeimillaan heinä-elokuussa. Versobiomassan maksimi osui samaan aikaan. Osmankäämi-järviruokokasvustossa metaaniemissioiden maksimi osui myös versobiomassan maksimin kanssa samaan aikaan, mutta metaaniemission maksimi ei ollut yhtä selvä kuin järviruokokasvustossa. Näillä vyöhykkeillä vedenkorkeus oli  $<10$  cm.
3. Korkeimmat metaaniemissiot mitattiin järviruokokasvustoista, erityisesti ulommasta järviruokokasvustosta, joissa emissiot kasvoivat aina  $2050 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .
4. Harvoissa kasvustoissa kupplinnan merkitys metaanin kulkeutumisreittinä kasvoi.
5. Kasvukauden aikana kasvien kautta kulkeutuvan metaanin kokonaisemissio korreloii positiivisesti kasvustojen versobiomassan maksimin kanssa, mutta kokonaisemission vaste oli erilainen kasvustoissa, joissa vedenkorkeus oli  $<10$  cm ja  $>25$  cm.
6. Talven aikana metaania vapautui alle 10% koko vuoden emissioista. Suuria eroja ei havaittu talviaikana eri kasvillisuusvyöhykkeiden välillä.
7. Korkeammissa sedimentin lämpötiloissa metaaniemissiot ilmakehään kasvoivat. Sedimentin lämpötila selitti 50.3 - 60.7% metaaniemissioista järviruoko- ja osmankäämi-järviruokokasvustoissa.
8. Kilpiäistenpohjassa kasvien kautta emittoitui metaania ilmakehään  $701 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

### 5. Kiitokset

Kiitän ohjaajiani yliopistonlehtori, Ph.D. Anne Ojalaa ja FT, dosentti Paula Kankaalaa saamastani ohjauksesta ja tuesta tehdessäni tästä työtä. Samoin kiitän Helsingin yliopiston ympäristöekologian laitosta, jonka tiloja ja laitteita käytin tutkimuksen aikana. Tämä työ on tehty Maj ja Tor Nesslingin Säätiön ja Suomen Akatemian (projekti No 40785) rahoituksella.

### 6. Kirjallisuus

- Alm, J., Juutinen, S., Saarnio, S., Silvola, J., Nykänen, H. & Martikainen, P. 1996: Temporal and spatial variations in CH<sub>4</sub> emissions of flooded meadows and vegetated hydrolittoral. Teoksessa: Laiho, R., Laine, J. & Vasander, H. (toim.), *Proceedings of the International Workshop Northern Peatlands in Global Climate Change, Hyytiälä, Finland*: 71—76. Publications of the Academy of Finland, 1/96, Helsinki.
- Armstrong, J. & Armstrong, W. 1990: Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — *New Phytol.* 114: 121—128.
- Armstrong, J. & Armstrong, W. 1991: A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud. — *Aquat. Bot.* 39: 75—88.
- Armstrong, J., Armstrong, W., Beckett, P.M., Halder, J.E., Lythe, S., Holt, R. & Sinclair, A. 1996: Pathways of aeration and the mechanisms and beneficial effects of humidity- and Venturi-induced convections in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. — *Aquat. Bot.* 54: 177—197.
- Báldi, A. 1999: Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. — *Biodiv. Conserv.* 8: 1697—1706.
- Bartlett, K.M. & Harriss, R.C. 1993: Review and assessment of methane emissions from wetlands. — *Chemosphere* 26: 261—320.

- Beckmann, M. & Lloyd, M. 2001: Mass spectrometric monitoring of gases ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{O}_2$ ) in a mesotrophic peat core from Kopparås Mire, Sweden. — *Global Change Biol.* 7: 171—180.
- Boeckx, P. & van Cleemput, O. 1997: Methane emission from a freshwater wetland in Belgium. — *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1250—1256.
- Boon, P.I. & Sorrell, B.K. 1991: Biogeochemistry of billabong sediments. I. The effect of macrophytes. — *Freshwat. Biol.* 26: 209—226.
- Boone, D.R. 1991: Ecology of methanogenesis. — Teoksessa: Rogers, J.E. & Whitman, W.B. (toim.), *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*: 57—70. American Society for Microbiology, Washington D.C..
- Brasseur, G.B. & Chatfield, R.B. 1991: The fate of biogenic trace gases in the atmosphere. — Teoksessa: Sharkey, T., Holland, E. & Mooney, H. (toim.), *Trace Gas Emissions from Plants*: 1—28. Academic Press, San Diego Ca..
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Orr, P.T. 1992: Internal pressurization and convective gas flow in some emergent freshwater macrophytes. — *Limnol. Oceanogr.* 37: 1420—1433.
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Schierup, H-H. 1996: Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 54: 151—163.
- Brix, H., Sorrell, B.K. & Lorenzen, B. 2001: Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? — *Aquat. Bot.* 69: 313—324.
- Bubier, J.L. & Moore, T.R. 1994: An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. — *TREE* 9: 460—464.
- Chanton, J.P. & Dacey, J.W.H. 1991: Effects of vegetation on methane flux, reservoirs, and carbon isotopic composition. — Teoksessa: Sharkey, T. Holland, E. & Mooney, H. (toim.), *Trace Gas Emissions from Plants*: 65—92. Academic Press, San Diego Ca..
- Chanton, J.P., Whiting, G.J., Happell, J.D. & Gerard, G. 1993: Contrasting rates and diurnal patterns of methane emission from emergent aquatic macrophytes. — *Aquat. Bot.* 46: 111—128.

- Clevering, O.A. 1999: Between- and within-population differences in *Phragmites australis* L. The effects of nutrients on seedling growth. — *Oecologia* 121: 447—457.
- Crill, P., Bartlett, K. & Roulet, N. 1992: Methane flux from boreal peatlands. — *Suo* 43: 173—182.
- Dacey, J.W.H. 1981: Pressurized ventilation in the yellow waterlily. — *Ecology* 62: 1137—1147.
- Dise, N.B. & Gorham, E. 1993: Environmental factors controlling methane emissions from peatlands in northern Minnesota. — *J. Geophys.Res.* 98: 10583—10594.
- Dykyjová, D. & Hradecká, D. 1976: Production ecology of *Phragmites communis* L. Relations of two ecotypes to the microclimate and nutrient conditions of habitat. — *Folia Geobot. Phytotax.* 11: 23—61.
- Grace, J.B. & Harrisson, J.S. 1986: The biology of Canadian weeds. 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha xclaugia* Godr.. — *Can. J. Plants Sci.* 66: 361—379.
- Granéli, W. 1990: Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel, in Sweden – Management of reed stands to maximize harvestable biomass. — *Folia Geobot. Phytotax.* 25: 291—302.
- Graneli, W., Weisner, S.E.B. & Systma, M.D. 1992: Rhizome dynamics and resource storage in *Phragmites australis*. — *Wetlands Ecol. Manag.* 1: 239—247.
- Gross, M.F., Hardisky, M.A., Wolf, P.L. & Klemas, V. 1993: Relationships among *Typha* biomass, pore water methane, and reflectance in a Delaware (U.S.A.) brackish marsh. — *J. Coastal Res.* 9: 339—355.
- Grosse, W., Jovy, K. & Tiebel, H. 1996: Influence of plants on redox potential and methane production in water-saturated soils. — *Hydrobiologia* 340: 93—99.

- Grünfeld, S. & Brix, H. 1999: Methanogenesis and methane emissions: effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. — *Aquat. Bot.* 64: 63—75.
- Hallanaro, E-L. & Pylvänäinen, M. 2002: *Nature in Northern Europe, Biodiversity in a changing environment. The Nordic Council of Ministers, Nord 2001:13* — Edita, Helsinki. 350 s.
- Happell, J.D., Chanton, J.P., Whiting, G.J. & Showers, W.J. 1993: Stable isotopes as tracers of methane dynamics in Everglades marshes with and without active populations of methane oxidizing bacteri. — *J. Geophys. Res.* 98: 14771—14782.
- Happell, J.D., Chanton, J.P. & Showers, W.S. 1994: The influence of methane oxidation on the stable isotopic composition of methane emitted from Florida swamp forest. — *Geochim. Cosmochim. Acta* 58: 4377—4388.
- Houghton, J.T., Meira Filho L.G., Bruce, J., Lee, H., Callander, B.A., Haites, E., Harris, N. & Maskell, K. 1995: *Climate Change 1994. Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC 1992. Emission scenario.* — Cambridge University Press, Canada. 339 s.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linda, P.J., Dai, X., Maskell, K. & Johnson, C.A. 2002: *Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change.* — Cambridge University Press, United States of America. 881 s.
- Horppila, J. 1997: Diurnal changes in the vertical distribution of cladocerans in a biomanipulated lake. — *Hydrobiologia* 345: 215—220.
- Hyvönen, T., Ojala, A., Kankaala, P. & Martikainen, P.J. 1998: Methane release from stands of water horsetail (*Equisetum fluviatile*) in a boreal lake. — *Freshwat. Biol.* 40: 275—284.
- Jespersen, D.N., Sorrell, B.K. & Brix, H. 1998: Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis. — *Aquat. Bot.* 61: 165—180.
- Joabbson, A., Christensen, T.R. & Wallén, B. 1999: Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. — *TREE* 14: 385—387.

- Joabsson, A. & Christensen, T.R. 2001: Methane emissions from wetlands and their relationship with vascular plants: an Arctic example. — *Global Change Biol.* 7: 919—932.
- Juutinen, S., Alm, J., Martikainen, P. & Silvola, J. 2001: Effects of spring flood and water level draw-down on methane dynamics in the littoral zone of boreal lakes. — *Freshwat. Biol.* 46: 855—869.
- Juutinen, S., Alm, J., Larmola, T., Huttunen, J.T., Morero, M., Saarnio, S., Martikainen, P.J. & Silvola, J. 2003: Methane ( $\text{CH}_4$ ) release from littoral wetlands of Boreal lakes during an extended flooding period. — *Global Change Biol.* 9: 413—424.
- Kankaala, P., Käki, T. & Ojala, A. 2003: The quality of detritus impacts on spatial variation of methane emissions from littoral sediment of a boreal lake. — *Arch. Hydrobiol.* 157: 47—66.
- Keto, J. 1982: The recovery of L. Vesijärvi following sewage diversion. — *Hydrobiologia* 86: 195—199.
- Keto, J., Horppila, J. & Kairesalo, T. 1992: Regulation of the development and species dominance of summer phytoplankton in Lake Vesijärvi: predictability of enclosure experiments. — *Hydrobiologia* 243/244: 303—310.
- Kettunen, A., Kaitala, V., Lehtinen, A., Lohila, A., Alm, J., Silvola, J. & Martikainen, P.J. 1999: Methane production and oxidation potentials in relation to water table fluctuations in two boreal mires. — *Soil Biol. Biochem.* 31: 1741—1749.
- Kim, J., Verma, S.B. & Billesbach, D.P. 1998: Seasonal variation in methane emission from a temperate *Phragmites*-dominated marsh: effect of growth stage and plant-mediated transport. — *Global Change Biol.* 5: 433—440.
- King, G.M. 1994: Associations of methanotrophs with the roots and rhizomes of aquatic vegetation. — *Appl. Env. Microbiol.* 60: 3220—3227.
- Kohl, J-G., Henze, R. & Kühl, H. 1996: Evaluation of the ventilation resistance to convective gas-flow in the rhizomes of natural reed beds of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.. — *Aquat. Bot.* 54: 199—210.

- Lien, T., Martikainen, P., Nykänen, H. & Bakken, L. 1992: Methane oxidation and methane fluxes in two drained peat soils. — *Suo* 43: 231—236.
- McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J. & White, K.S. 2002: *Climate Change 2001. Impacts, adaption, and vulnerability. Contribution of working group II to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change.* — Cambridge University Press, United States of America. 1032 s.
- Mikkelä, C., Sundh, I., Svensson, B.H. & Nilsson, M. 1995: Diurnal variation in methane emission in relation to the water table, soil temperature, climate and vegetation cover in a Swedish acid mire. — *Biogeochemistry* 28: 93—114.
- Minami, K. 1994: Methane from rice production. — *Fertilizer Research* 37: 167—179.
- Nykänen, H., Alm, J., Lång, K., Silvola, J. & Martikainen, P. 1995: Emissions of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from a virgin fen and fen drained for grassland in Finland. — *J.Biogeography* 22: 351—357.
- Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K. & Martikainen, P.J. 1998: Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. — *Global Biogeochem. Cycles* 12(1): 53—69.
- Paucă-Comănescu, M., Clevering, O.A., Hanganu, J. & Gridin, M. 1999: Phenotypic differences among ploidy levels of *Phragmites australis* growing in Romania. — *Aquat. Bot.* 64: 217—234.
- Paul, E.A. & Clark, F.E. 1998: *Soil microbiology and biochemistry*, second edition. — Academic Press, Inc.. United States of America. 340 s.
- Saarnisto, M., Kutvonen, H. & Rainio H. 1994: Salpausselkä ja jäätä. — — Teoksessa: Saarnisto, M., Rainio, H. & Kutvonen, H. (toim.), *Salpausselkä ja jäätä*: 5— 43. Geologian tutkimuskeskukses, opas 36, Lahti.
- Šantrůcková, H., Tomáš, P., Miloslav, Š., Bauer, V. & Kopecký, J. 2001: Decomposition processes in soil of a healthy and a declining *Phragmites australis* stand. — *Aquat. Bot.* 69: 217—234.

- Schütz, H., Schröder, P. & Rennenberg, H. 1991: Role of plants in regulating the methane flux to the atmosphere. — Teoksessa: Sharkey, T.D., Holland, E.A., Mooney, H.A. (toim.), *Trace Gas Emission by Plants*: 29—64. Academic Press, San Diego, CA..
- Sebacher, D.I., Harriss, R.C. & Bartlett, K.B. 1985: Methane emissions to the atmosphere through aquatic plants. — *J. Environ. Qual.* 14: 40—46.
- Segers, R. 1998: Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. — *Biogeochemistry* 41: 23—51.
- Shannon, R.D. & White, J.R. 1994: A three-year study of controls on methane emissions from two Michigan peatlands. — *Biogeochemistry* 27: 35—60.
- Shannon, R.D., White, J.R., Lawson, J.E. & Gilmour, B.S. 1996: Methane efflux from emergent vegetation in peatlands. — *Journal of Ecology* 84: 239—246.
- Sotomayor, D., Corredor, J.E. & Morell, J.M. 1994: Methane flux from mangrove sediments along the Southwestern Coast of Puerto Rico. — *Estuaries* 17: 140—147.
- Sundh, I., Nilsson, M., Granberg, G. & Svensson, B.H. 1994: Depth distribution of microbial production and oxidation of methane in Northern boreal peatlands. — *Microb. Ecol.* 27: 253—265.
- Thomas, K.L., Benstead, J., Davies, K.L. & Lloyd, D. 1996: Role of wetland plants in the diurnal control of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in peat. — *Soil Biol. Biochem.* 28: 17—23.
- Tornbjerg, T., Bendix, M. & Brix, H. 1994: Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 2. Convective throughflow pathways and ecological significance. — *Aquat. Bot.* 49: 91—105.
- van der Nat, F-J.W.A. & Middelburg, J.J. 1998a: Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. — *Biogeochemistry* 43: 79—104.
- van der Nat, F-J.W.A. & Middelburg, J.J. 1998b: Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. — *Aquat. Bot.* 61: 95—110.

- van der Nat, F-J.W.A. & Middelburg, J.J., van Meteren, D. & Wielemakers, A. 1998: Diel methane emissions patterns from *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. — *Biogeochemistry* 41: 1—22.
- van der Nat, F-J.W.A. & Middelburg, J.J. 2000: Methane emission from tidal freshwater marshes. — *Biogeochemistry* 49: 103—121.
- Venetvaara, J. & Lammi, E. 1995: Enonselän vesikasvit 1995 — *Vesijärven Enonselän kasvillisuuden nykytila ja viimeaikaiset muutokset*. Biologitoimisto Jari Venetvaara Ky, Kempele. 27 s.
- Wetzel, R.G. 1983: *Limnology*, second edition. — Saunders College Publishing, United States of America. 767 s.
- Whiting, G.J. & Chanton, J.P. 1993: Primary production control of methane emission from wetlands. — *Nature* 364: 794—795.
- Whiting, G.J. & Chanton, J.P. 1996: Control of the diurnal pattern of methane emission from emergent aquatic macrophytes by gas transport mechanisms. — *Aquat. Bot.* 54: 237—253.
- Yavitt, J.B. 1997: Methane and carbon dioxide dynamics in *Typha latifolia* (L.) wetlands in central New York State. — *Wetlands* 17: 394—406.
- Yavitt, J.B. & Knapp, A.K. 1995: Methane emission to the atmosphere through emergent cattail (*Typha latifolia* L.) plants. — *Tellus* 47B: 521—534.
- Yavitt, J.B. & Knapp, A.K. 1998: Aspects of methane flow from sediment through emergent cattail (*Typha latifolia*) plants. — *New Phytol.* 139: 495—503.
- Yu, K.W., Wang, Z.P. & Chen, G.X. 1997: Nitrous oxide and methane transport through rice plants. — *Biol. Fertil. Soils* 24: 341—343.

for's proof

# Methane emissions from a boreal meso-eutrophic lake: an assessment of seasonal and diel variation among emergent vegetation

Anne Ojala, Tiina Käki and Jari Huttunen

## Introduction

Wetlands account for ca. 20% of atmospheric methane emissions (HOUGHTON et al. 1995). In the boreal zone the importance of various peatlands as a source of methane is well documented (e.g. CRILL et al. 1992, BUBIER et al. 1993), and it is also known that inundated freshwater basins can act as a source of atmospheric methane (BUBIER et al. 1993, RUDD et al. 1993). The role of natural boreal lakes in this context is not well known yet, although it is known that vegetated areas of lakes can emit methane in significant quantities. In Finnish lakes, ALM et al. (1996) measured emissions of 4,800–6,000 mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> from stands of *Phragmites australis* in Lake Saimaa, and HYVÖNEN et al. (1998) recorded maximum rates of 836 mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> in dense monospecific stands of *Equisetum fluviatile* L. in Lake Pääjärvi. Lake Pääjärvi is humic and the only human activities impacting it are forestry and agriculture. However, for sound regional estimates on methane emissions, more data on different types of lakes and littoral zones is needed. In this study, we provide preliminary results on seasonal and diel variations in methane emissions from a hydrolittoral of a meso-eutrophic non-humic boreal lake, which has been under severe urban influence for several decades.

## Study site

Methane emissions were measured at Lake Vesijärvi (surface area 110 km<sup>2</sup>, mean depth 6.0 m, total length of coastline 181 km) in southern Finland (61° 05' N, 25° 30' E). The study area was located at the Kilpiäistenpohja Bay in the south-eastern part of the Enonselkä basin (26 km<sup>2</sup>, mean depth 6.8 m), which was badly eutrophicated in the 1960s and 1970s (KETO 1982), but has since recovered due to diversion of sewage discharge and large-scale biomaniculation through mass removal of coarse fish (e.g. LIUKKONEN et al. 1993, HORPPILA 1994). The littoral zone of Kilpiäistenpohja Bay is surrounded by flood meadows. The dominant species of emergent littoral

vegetation are common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel) and cattail (*Typha latifolia* L.). In the community of floating-leaved plants yellow water lily (*Nuphar lutea* L. Sibth. & Sm.) predominates. Among ceratophyllids ivy-leaved duckweed (*Lemna trisulca* L.) is most abundant.

## Methods

Methane emissions were measured from a single transect perpendicular to the shoreline using closed static chambers which were made of transparent acrylic plastic. The chambers were 1.0 m high and enclosed an area of 900 cm<sup>2</sup>. They were inserted into the littoral zone 1 day prior to gas sampling in such a way that their lower edges were beneath the water surface and then left open (cf. HYVÖNEN et al. 1998). To minimise disturbance, sampling was carried out from boardwalks. Measurements were done from three fixed sites in *Phragmites australis* and *Typha latifolia* stands during the growing season of 1997. The first sampling took place on 27 May before the emergence of aquatic vegetation and the last one on 4 November, when the lake was already frozen. The sampling interval was usually a fortnight and sampling commenced between 12:00 and 14:00 h (GMT+3). Preliminary data on diel patterns of methane emissions were collected on 9 July, 5 August and 11 September, when, besides the noon sampling, samples were also drawn at 05:00 h (GMT+3), when methane emissions are often lowest (e.g. YAVITT & KNAPP 1995). The timing of the peak emissions varies in different types of vegetation, but maxima are usually found between 10:00 and 16:00 h (e.g. YAVITT & KNAPP 1995, WHITING & CHANTON 1996). Concomitant with the gas sampling, air temperature in the chambers was measured using a mercury thermometer. Sediment temperature was recorded on a continuous basis (from 31 July onwards) using a Tinytag IP 68 logger (Orion Group).

At the start of the measurement the chamber was closed with a transparent lid and sealed airtight. Gas

samples were drawn as a time series (at 0, 4, 8, 12 and 16 min) through a sampling port sealed with a silicon stopper. Samples were drawn in 60-mL polypropylene syringes with needles and three-way stopcocks attached. Gas concentration in the samples was determined within 24 h of collection using gas chromatography as described in NYKÄNEN et al. (1995). The results were expressed as milligrams of methane per unit area per hour or per day. The emission rates per day were based on the noon measurements. In this paper, we present data on stands of *Typha latifolia* and *Phragmites australis* growing in the shallow water area (water depth less than 10 cm). Data from deeper areas, as well as from *Calliergon* sp. and *Nuphar lutea*, will be presented elsewhere.

## Results and discussion

Methane emission in shallow *Phragmites* stands started at the end of May and finished by the end of October (Fig. 1a). The maximum emission rate was recorded at the beginning of July when a mean value of  $355 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  ( $n = 3$ , S.D. = 281) was determined. This is clearly lower than in Lake Saimaa, where stands of *Phragmites* emitted fluxes of  $4800\text{--}6000 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  (ALM et al. 1996). In the shallow *Typha* stands the maximum emission was recorded later than in the *Phragmites* stands, i.e. at the beginning of September, with a mean rate of  $592 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  ( $n = 3$ , S.D. = 522) (Fig. 1b). Thus, the emission from *Typha* was almost twice that of *Phragmites*, but clearly lower than that measured by YAVITT & KNAPP (1995) among *Typha* vegetation ( $940 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ). The emissions from *Typha* in Lake Vesijärvi also lasted longer than from *Phragmites* as they were still detectable, with a mean value of  $56.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  ( $n = 3$ , S.D. = 49.6), when the sampling was finished at the beginning of November. The timing of the maximum emissions was slightly different to that in Lake Mekrijärvi, where the maximum in a flooded sedge marsh had been observed earlier, at the end of June (ALM et al. 1996). In *Equisetum fluviatile* stands the maximum emission rate has been observed in July, as in the case of stands of *Phragmites* in this study (HYVÖNEN et al. 1998).

Diel differences in the methane emission rates in the shallow *Phragmites* stands were clear on every sampling occasion (Fig. 2a). The dif-

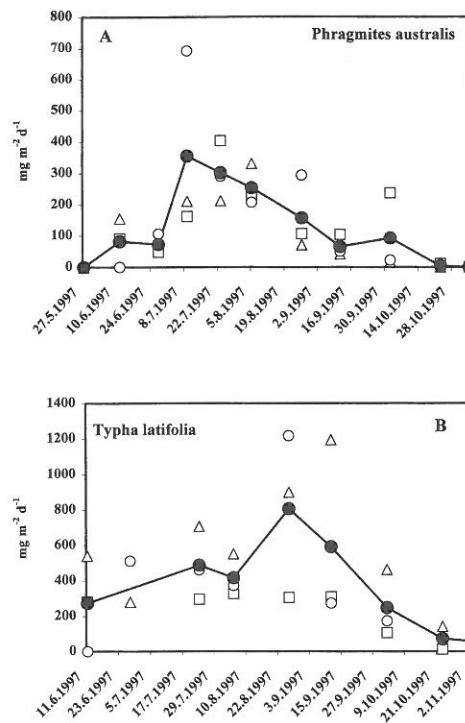


Fig. 1. Seasonal changes in methane emissions ( $\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) in stands of (a) *Phragmites australis*, and (b) *Typha latifolia*. The water depth in the measuring area was less than 10 cm. Open circles, triangles and squares refer to three replicate measuring chambers at fixed sites.

ference was most distinct in July, when the emission at noon was 6.5 times that in early morning. Towards the end of the growing season the diel difference levelled off and in August and in September the emissions roughly doubled at noon in comparison to morning values. In the *Typha* stands, the results were more obscure, as in August the emission rate in early morning was 180% higher than at noon, but in September the situation was reversed and the noon values were 4.7 times higher than those measured at 05:00 h. The diel differences in the studied stands were much larger than among *Equisetum fluviatile* where the difference between the lowest and highest diel release rate was always well below 100% (HYVÖNEN et al. 1998). The strong diel fluctuation in methane

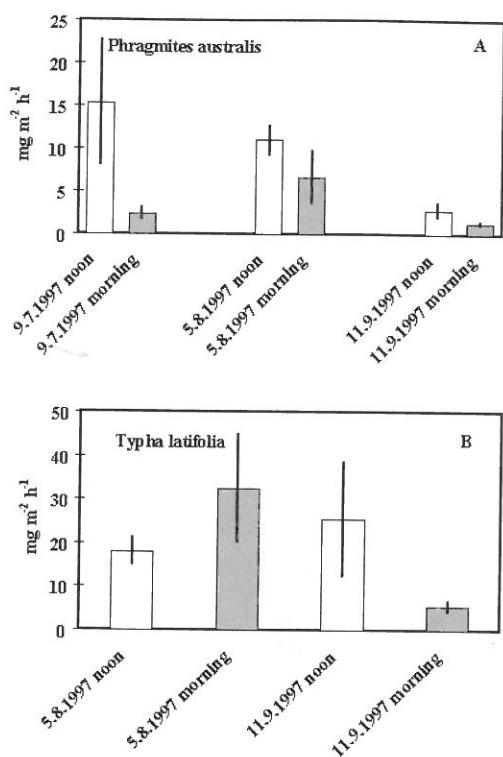


Fig. 2. Diel changes in methane emissions ( $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) in stands of (a) *Phragmites australis*, and (b) *Typha latifolia*. The water depth was less than 10 cm. Measurements were carried out at noon and early in the morning on 9 July (on *Phragmites* only), 5 August and 11 September. Bars represent S.E. of means.

emission with a maximum around noon in the stands of *Phragmites* was, however, similar to the observations of ALM et al. (1996). Release rates 1.5–5 times higher under illuminated conditions are usually found among plants utilising pressurised gas-flow systems and high-rate convective throughflow (DACEY & KLUG 1979). According to BRIX et al. (1992) *Phragmites* and *Typha* species are among the aquatic macrophytes with the highest gas-flow rates.

Neither in the stands of *Phragmites* nor in *Typha* could the emissions be related to air temperature (Fig. 3). The sediment temperature could better explain the changes in the daily emission rates, but it still explained only 50%

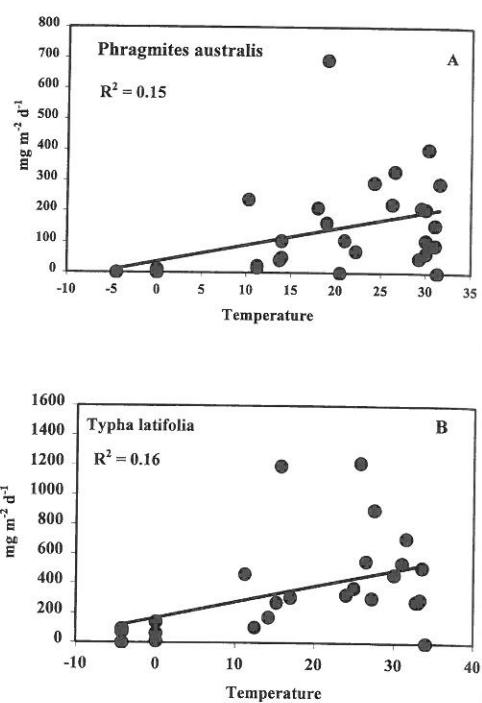


Fig. 3. The relationship between methane release rate ( $\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) and air temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) in stands of (a) *Phragmites australis*, and (b) *Typha latifolia* in shallow littoral areas (<10 cm in depth).

and 35% of the variability in the methane emissions in the stands of *Phragmites* and *Typha*, respectively (Fig. 4). This result is not in accordance with those from stands of *Equisetum fluviatile*, where methane release rates were strongly correlated with air temperature (HYVÖNEN et al. 1998).

In conclusion, the present study demonstrates that considerable amounts of methane are emitted to the atmosphere in the shallow littoral areas with stands of *Phragmites australis* and *Typha latifolia*. The timing of the peak emissions can vary in different types of vegetation and the emissions can last till late autumn when the lake is already frozen. Diel differences in emissions can also be large. Air or sediment temperature does not explain the variability in methane emissions.

Fig.  
rate  
in s  
*latif*

Ack  
This  
dati

Ref  
ALM,  
M.  
CH  
tor  
Int  
Hy  
Fir  
BRX,  
iza

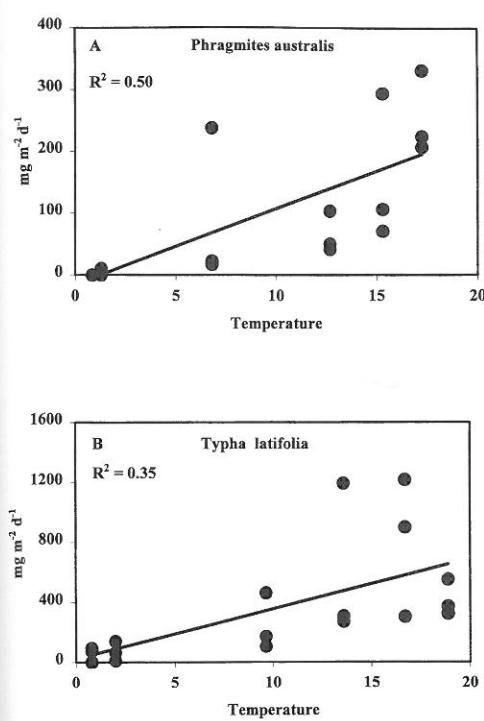


Fig. 4. The relationship between methane release rate ( $\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ) and sediment temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) in stands of (a) *Phragmites australis*, and (b) *Typha latifolia* in shallow littoral areas (<10 cm in depth).

### Acknowledgements

This research was supported by the Nessling Foundation with a grant to TIINA KÄKI.

### References

- BUBIER, J. L., MOORE, T. R. & ROULET, N. T., 1993: Methane emissions from wetlands in the midboreal region of northern Ontario, Canada. – *Ecology* 74: 2240–2254.
- CRILL, P., BARTLETT, K. & ROULET, N., 1992: Methane flux from boreal peatlands. – *Suo* 43: 173–182.
- DACEY, J. W. H. & KLUG, M. J., 1979: Methane efflux from lake sediments through water lilies. – *Science* 203: 1253–1255.
- HORPPILA, J., 1994: The diet and growth of roach in Lake Vesijärvi and possible changes in the course of biomanipulation. – *Hydrobiologia* 294: 35–41.
- HOUGHTON, J. T., MEIRA FILHO, L. G., BRUCE, J., LEE, H., CALLANDER, B. A., HAITES, E., HARRIS, N. & MASKELL, K., 1995: *Climate Change 1994. Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC 1992 Emission Scenario*. – Cambridge University Press, Canada.
- HYVÖNEN, T., OJALA, A., KANKALA, P. & MARTIKAINEN, P., 1998: Methane release from stands of water horsetail (*Equisetum fluviatile*) in a boreal lake. – *Freshwater Biol.* 40: 275–284.
- KETO, J., 1982: The recovery of L. Vesijärvi following sewage diversion. – *Hydrobiologia* 86: 195–199.
- LIUKKONEN, M., KAIRESALO, T. & KETO, J., 1993: Eutrophication and recovery of Lake Vesijärvi (South Finland): diatom frustules in varved sediments over a 30-year period. – *Hydrobiologia* 243–244: 303–310.
- NYKÄNEN, H., ALM, J., LANG, K., SILVOLA, J. & MARTIKAINEN, P., 1995: Emissions of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CO}_2$  from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. – *J. Biogeography* 22: 351–357.
- RUDD, J. W. M., HARRISS, R., KELLY, C. A. & HECKY, R. E., 1993: Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases? – *Ambio* 22: 246–248.
- WHITING, G. J. & CHANTON, J. P., 1996: Control of the diurnal pattern of methane emission from emergent aquatic macrophytes by gas transport mechanisms. – *Aquat. Bot.* 54: 237–253.
- YAVITT, J. B. & KNAPP, A. K., 1995: Methane emission to the atmosphere through emergent cattail (*Typha latifolia* L.) plants. – *Tellus* 47B: 521–534.
- ANNE OJALA, TIINA KÄKI, University of Helsinki, Department of Ecological and Environmental Sciences, Niemenkatu 73, FIN-15140 Lahti, Finland.
- JARI HUTTUNEN, University of Kuopio, Department of Environmental Sciences, P.O.B. 1627, FIN-70211 Kuopio, Finland.



ELSEVIER

## Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. and *Typha latifolia* L. in a boreal lake

Tiina Käki, Anne Ojala\*, Paula Kankaala<sup>1</sup>

Department of Ecological and Environmental Sciences, University of Helsinki,  
Niemenskatu 73, FIN-15140 Lahti, Finland

Received 27 December 2000; received in revised form 12 June 2001; accepted 18 July 2001

### Abstract

Methane emission from *Phragmites australis* and *Typha latifolia* stands was quantified in Lake Vesijärvi, southern Finland. There were differences in emission rates at different times of the day in all the vegetation zones studied, but a clear pattern was found only occasionally. In the inner reed zone with shallow water (<2 cm) the lowest emissions were usually recorded at night when the rates varied from 0.5 to 11.8 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. The pattern in diel emissions became more obvious towards the end of the growing season and the difference between the night and day emissions was highest in August, when the rates were 3.3 and 85.9 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> at 00.00 and 12.00 h, respectively. Significant differences in emission rates between night and day were only recorded in August and September. In the mixed cattail-reed zone the pattern in emission rates was more obscure than in pure stands of reed. The ratios between the lowest and highest emissions were similar to those determined in the inner reed zone; in August, when the pattern was clearest, the ratio was 0.18. No patterns of emissions were observed in the outer reed zone, where the water depth was >10 cm and the number of shoots low. The emissions were highest in this zone, but most of them took place through ebullition. In July, when the emissions were maximal, the plant-mediated rates of emissions varied from 15.5 to 80.0 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> and ebullition from 29.5 to 55.8 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. In the inner reed zone the diel changes could be related to irradiance, whereas in the mixed cattail-reed zone this relation was not clear. The role of temperature in diel variations was even more modest than that of irradiance. Neither of the species closed stomata at night, but still showed diel patterns in lacunal methane concentrations. Methane probably escaped through the lower part (<10 cm above the sediment surface) of the stems as the lacunal methane concentrations were always highest here.

© 2001 Elsevier Science B.V. All rights reserved.

**Keywords:** Methane emission; Diel variation; *Phragmites australis*; *Typha latifolia*; Boreal lake; Vesijärvi

\* Corresponding author. Tel.: +358-3-8922-0320; fax: +358-3-8922-0289.

E-mail address: anne.ojala@helsinki.fi (A. Ojala).

<sup>1</sup> Present address: Lammi Biological Station, University of Helsinki, FIN-16900 Lammi, Finland.

## 1. Introduction

Currently methane is responsible for 12% of the global warming trend (Bubier and Moore, 1994). Methane is naturally produced by anaerobic bacterial decay processes in wetlands, rice fields, landfills, in rumen of animals and in guts of termites. Some methane also leaks out from gas wells, pipelines and related human activities (Miller, 1990). Emission rates of methane are especially high in anoxic biotopes inhabited by plants. The effects of plants on cycling of methane are diverse and include provision of gas transport routes, mainly through large aerenchymatous structures in wetland plants and contribution of root exudates and plant litter to the pool of organic carbon in soils (Schütz et al., 1991).

Nowadays 40–50% of the global methane emissions comes from wetlands and about 3% of the net ecosystem production is daily emitted back into the atmosphere as methane (Whiting and Chanton, 1993). Methane emissions occur at rates that cannot be explained by diffusion alone. In peatlands, plant communities play a significant role in altering methane flux by directly transporting methane from anaerobic peat to the atmosphere (Shannon and White, 1994). In lakes, the role of higher plants is also of great importance as the littoral zone dominates over the pelagic in most standing water ecosystems (Wetzel, 1990). In stands of cattail (*Typha latifolia*) in a lake littoral, more than 50% of the methane leaving the zone can escape through the plants (Sebacher et al., 1985). In stands of reed (*Phragmites australis*), more than 90% of methane transport can be plant-mediated when plants are mature (Van der Nat and Middelburg, 1998a). Two main processes maintain transport of gases through hollow structures of plants in peatland as well as in lacustrine systems. The influx of methane might be facilitated by a diffusion gradient between the sediment and atmosphere, since the capacity of the internal gas phase to take up methane is infinite as long as the gas phase is connected to the atmosphere. The methane emission from plants by diffusion is rather slow compared with emission rates obtained in an active gas transport system where the bulk flow of gases from the shoots to the roots is mediated by pressure differences. Such pressure differences can be generated as reduced internal pressure, altering pressures or through thermo-osmotic pressurisation (Schütz et al., 1991).

In reed, the diel pattern in methane emission is largely due to the changes in internal convective flow (Grünfeld and Brix, 1998). Most of the reed stands so far investigated show low resistances to convective gas-flow during summer, but increases in resistance are measured later during the growing season (Kohl et al., 1996). In cattail (*T. latifolia* as well as *T. angustifolia*), humidity-induced diffusion is the dominant pressurisation mechanism. In cattail, light influences pressurisation efficiency, indicating that light-induced stomatal movements can affect internal gas transport (Bendix et al., 1994).

In this study we present data on the role of emergent aquatic macrophytes in the diel variations of methane release from a boreal lake. Boreal lakes have been studied in this respect by Hyvönen et al. (1998), who tried to determine the pattern of release in stands of *Equisetum fluviatile* L. but did not find any diel pattern. This indicates that *E. fluviatile* is a species not employing pressurised ventilation in gas exchange. In the present study we determined the diel variations of methane release in stands of reed (*P. australis*) and cattail (*T. latifolia*) in Lake Vesijärvi, in southern Finland (61°05'N, 25°30'E). Reed and cattail are often the dominating emergent macrophytes of boreal lakes. This study is part of a larger project on radiatively important trace gas emissions from littoral zones of lakes

which are undergoing anthropogenic changes. The data on diel patterns are also needed when extrapolating methane emission rates to regional and global scales. Although there are already data available on methane emissions from reed and cattail stands, these data usually originate from much more southern latitudes where the light climate for plants is different from that in the northern boreal zone.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Study site

Lake Vesijärvi was badly eutrophicated by municipal sewage waters until the mid-1970s, but is now being restored. The lake is divided into four main basins by sounds and shallows and its surface area is 109 km<sup>2</sup>, mean depth 6.0 m and shoreline 180 km (Kairesalo et al., 1998). The study site is located in a sheltered bay, Kilpiäistenpohja, on the southeastern part of the lake. The site was chosen on the basis of the quality of the littoral zones, which provide a selection of varied macrophyte vegetation. The most dominant species of the emergent vegetation is the common reed (*P. australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), in addition, cattail (*T. latifolia* L.) is also abundant. In the community of floating-leaved plants, yellow water lily (*Nuphar lutea* L. Sibth. & Sm.) predominates.

For the study, the area was divided into three zones according to the dominating species and water depth. These zones are called the inner reed zone, the mixed cattail–reed zone and the outer reed zone. The vegetation in the inner and outer reed zone was strongly dominated by *P. australis*. In the mixed cattail–reed zone, *P. australis* dominated, and *T. latifolia*, although always present, declined throughout the study period. In the inner reed and mixed cattail–reed zones, water depth was ca. 2 cm, whereas in the outer reed zone the water was usually deeper than 10 cm. Stands of *Carex rostrata* Stokes, *Cicuta virosa* L., *Potentilla palustris* (L.) Scop., *Calla palustris* L. and *Lysimachia* sp. grew among the reed and cattail stands in the shallow water area. In the outer reed zone the yellow water lily, *N. lutea* (L.) Sibth. & Sm., was found among the reeds and *Lemna trisulca* L. appeared in large quantities throughout the growing season. Sediments in all the three zones are rich in organic compounds.

### 2.2. Measurement

In 1998 two samplings (1–2 July and 11–12 August) were carried out over 24 h cycles at 6 h sampling intervals. In 1999 five similar samplings were performed on 11–12 May, 8–9 June, 13–14 July, 10–11 August and 14–15 September. The samples were always taken at 12.00, 18.00, 00.00, 06.00 and 12.00 h solar time (GMT + 2 h). During the whole growing season air temperature (1.7 m above the sediment surface) was recorded continuously with a Tinytag IP 68 logger (Orion group) with a recording interval of 15 min. Solar radiation (W m<sup>-2</sup>) (pyranometer CM6B; Reino Rehn Ky) was measured on the roof of a building ca. 1 km from the study area. The time interval in these measurements was 15 min.

The measurements on methane emissions were carried out using static chambers made of transparent acrylic plastic. Three chambers were employed in each of the three zones. Six

of the chambers were 100 cm in height and enclosed a sediment surface area of 900 cm<sup>2</sup>, whereas three of the chambers were 60 cm high and enclosed a sediment surface area of 1600 cm<sup>2</sup>. The latter were always used in the cattail zone. The size of our chambers was comparable with those used, e.g. by Van der Nat and Middelburg (1998b) and Juutinen et al. (2001) in studies on *P. australis*. We also had a chance to cross-check our results with some observations made at the same site with a 2 m tall, temperature and humidity controlled chamber; according to this comparison the results obtained with the smaller chambers were similar to those with the larger ones. When plants were taller than the chambers, the shoots were gently folded. In the inner reed and cattail zones the chambers stood on adjustable legs, which were inserted into the littoral sediment 1 day prior to the measurements. The lower edges of the chambers were adjusted beneath the water surface and the chambers were then left open. In the outer reed zone with deeper water, the chambers were inserted into fixed frames. To minimise disturbance, samplings were always carried out from boardwalks.

Gas samples for methane analyses were collected through a sampling port into 60 ml syringes attached with three-way stopcocks at 3 min intervals for a period of 9 min. At the same time air temperature inside the chamber was measured with a mercury thermometer. The samples were analysed within a few hours of collection by a Hewlett-Packard 5710A gas chromatograph equipped with a Hayesep Q column (mesh 80/100), oven temperature 40°C and temperature of FID 100°C. The gas samples were injected through a 0.5 ml sample loop in a VALCO 10-port valve. The rate of methane increase within the chambers was calculated from linear regressions of concentration measurements versus time. In the outer reed zone the increase was often step-wise indicating that methane emissions largely occurred by ebullition; in those cases the ebullition rates were calculated from the difference between the last (9 min) and first (0 min) samples. Only the time series with  $t_0$  values less than 2 ppm were regarded as undisturbed and were thus accepted in the ebullition estimates. The results were expressed separately for ebullition and emissions through plants. The ebullition and emission rates were calculated from the rate of increase and the surface area and volume of the chamber in units of mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

Lacunal methane concentrations within leafy reed and cattail shoots were also determined from intact green plants. Samples were drawn with a 1 ml syringe with an attached 25 gauge needle 16 mm in length, which was inserted into a leaf blade of cattail or into a shoot of reed. The shoots for these measurements always grew near the chambers and the samples were taken at the same time as samples for methane emission measurements. In August 1998, gas samples were drawn from five shoots of both species at the height of <10 cm and >10 cm above the sediment surface in order to see which part of the stem was most important for the escape of methane. In 1999, samples were drawn only from the lower (<10 cm) part of the shoots.

The number of shoots were counted for each diel sampling and the shoots were classified as new or old on the basis of their appearance; those with little chlorophyll and a brown colour were old, i.e. standing dead shoots, while healthy green shoots were new. The above-ground biomass of vegetation in the chambers was determined by non-destructive methods, i.e. non-linear length-weight regression (Ondok, 1971). Using this method, that 15–30 stems were cut, oven-dried at 60°C to constant mass, and weighed. As a part of each diel sampling, the stomatal aperture was also measured by painting clear nail varnish along a leaf, removing the varnish when dry and analysing the moulds by light microscopy

(Thomas et al., 1996). Replicate samples were taken throughout the sampling period, i.e. at 6 h intervals and at least 200 stomata per moulds were counted with an Olympus CX 40 microscope (1000 $\times$ ).

The differences in the diel methane emissions as well as in internal methane concentrations were analysed statistically using one way ANOVA (Systat 5.0). Tukey's honestly significant difference (HSD) test was applied as a post hoc test. In all tests, the factor tested was considered statistically significant, if  $P < 0.05$ .

### 3. Results

The seasonal pattern in shoot density was most obvious in the mixed cattail-reed and outer reed zones (Fig. 1). In both zones the number of old, brown shoots was considerable and in the outer reed zone most of the stems were in this growth stage throughout the growing season. The maximum numbers of shoots were found in the inner reed zone, but the seasonal pattern was not that clear. In this zone the number of overwintering old shoots was especially high.

The biomass of green shoots of reed in the inner reed zone varied from 21 to 601 g DW m $^{-2}$  during the growing season (Fig. 2). It was highest in July and August, but by mid-September the biomass had already dropped drastically. In the mixed cattail-reed zone the combined biomass of cattail and reed varied between 50 and 426 g DW m $^{-2}$ . A high biomass was recorded only in July and in general the shoot biomass was lower than in the inner reed zone. In the outer reed zone the shoots emerged later than in the other two zones and when the measurements started in May 1999, the new shoots of *Phragmites* had not yet emerged. In general, the lowest biomass was determined in this zone and the maximum biomass attained in July was only 174 g DW m $^{-2}$  (Fig. 2).

Methane emissions differed at different times of the day and the inner reed and mixed cattail-reed zones showed similar type of responses, but clear diel differences were found only occasionally (Fig. 3). In the inner reed zone the lowest emissions were usually recorded at night when the rates varied from 0.5 to 11.8 mg CH $_4$  m $^{-2}$  h $^{-1}$ . In May, when few shoots had emerged, the diel variations in emissions in the inner reed zone were small and the ratio between the lowest and highest emissions was ca. 0.6. A clearer diel pattern was observed at the end of the growing season. The difference between night and day emissions was highest in August, when the lowest and highest rates were 3.3 and 85.9 mg CH $_4$  m $^{-2}$  h $^{-1}$  at 00.00 and 12.00 h, respectively. As a mean value, the ratio between the lowest and highest emission was 0.08. The diel differences in August were statistically significant ( $P = 0.017$ ) and the emission rates from morning and noon ( $P = 0.032$ ) and noon and evening ( $P = 0.018$ ) differed from each other. There was also a diel pattern in September ( $P = 0.013$ ), when the noon and midnight ( $P = 0.033$ ) and morning and noon ( $P = 0.035$ ) values differed significantly. The lowest to highest ratio in emissions at this time was 0.23. In May, June and July the lowest emission rates in the inner reed zone were observed at midnight, but the diel pattern was not yet clear ( $P > 0.05$ ).

In the mixed cattail-reed zone the pattern of emission rates was more obscure than in the pure stands of reed. Only in August were the diel differences in the cattail zone statistically significant ( $P = 0.006$ ) and the morning and midnight ( $P = 0.009$ ) and morning and noon

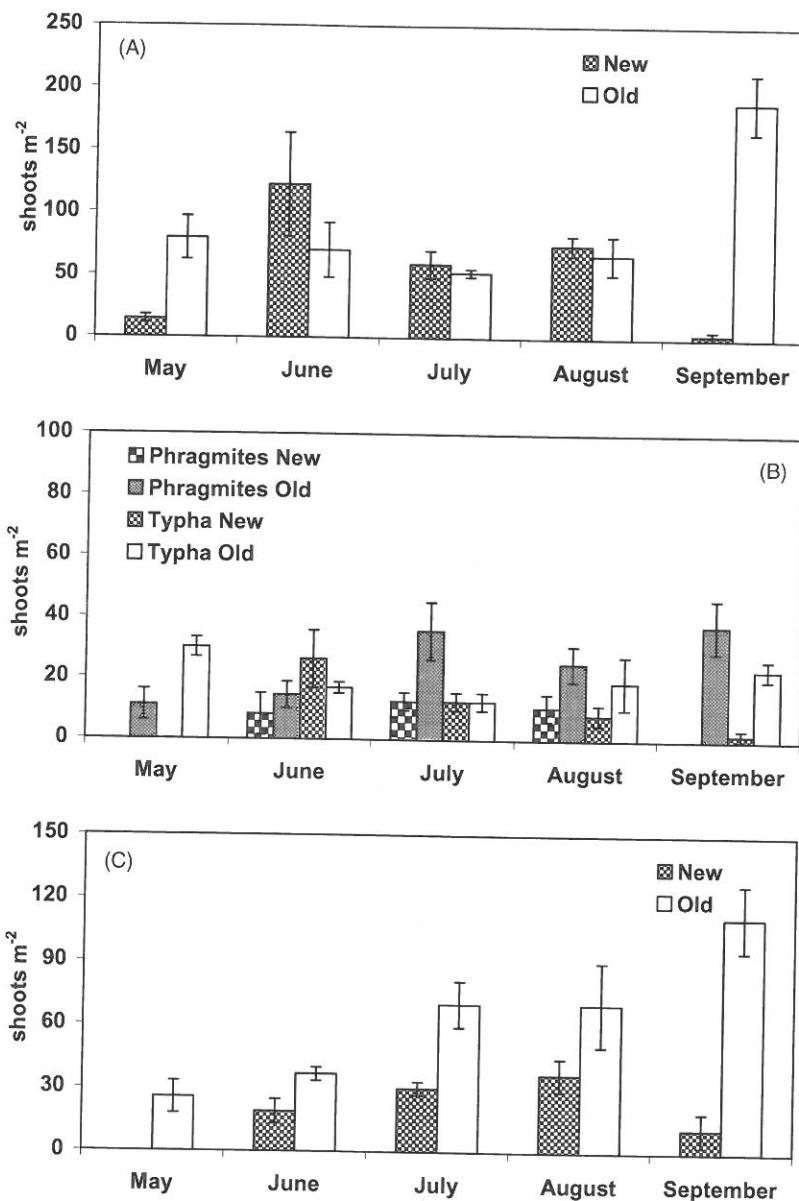


Fig. 1. Density of old and new shoots of (A) *P. australis* in the inner reed zone, (B) *T. latifolia* and *P. australis* in the mixed cattail-reed zone and (C) *P. australis* in the outer reed zone of the littoral in Lake Vesijärvi in summer 1999. The bars are for values of S.E.

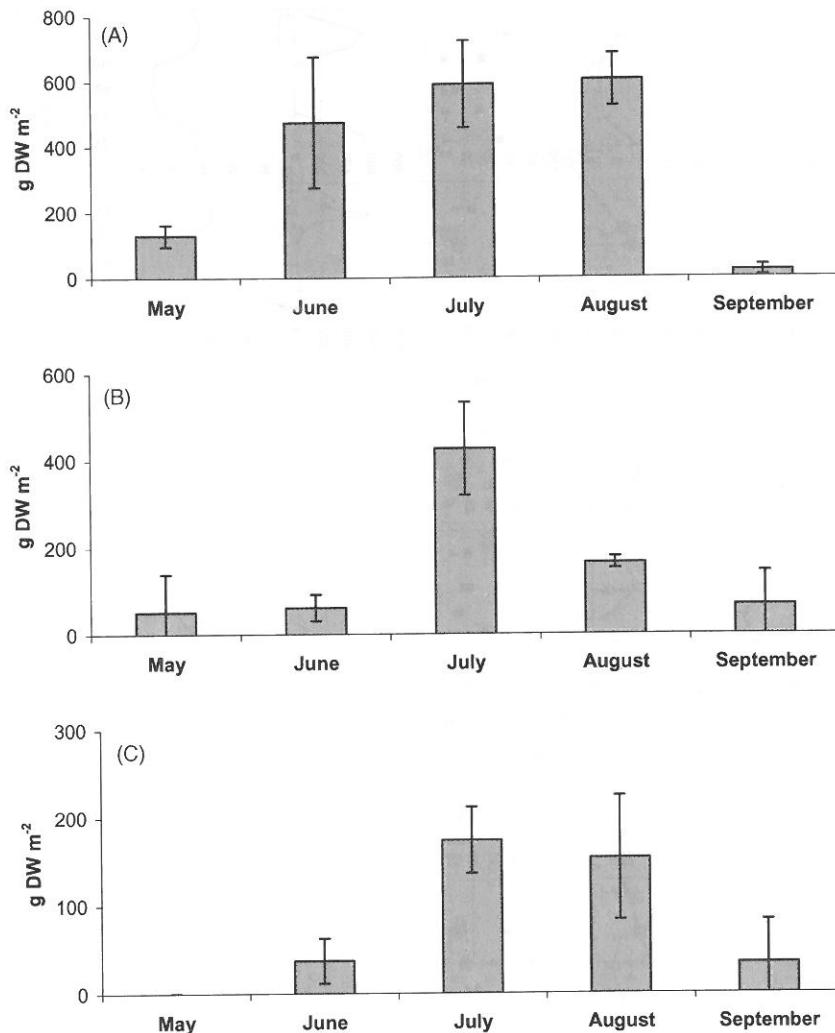


Fig. 2. Seasonal variation in biomass ( $\text{g DW m}^{-2}$ ) of green shoots of (A) *P. australis* in the inner reed zone, (B) *P. australis* and *T. latifolia* in the mixed cattail-reed zone and (C) *P. australis* in the outer reed zone of the littoral in Lake Vesijärvi in summer 1999. The bars are for values of S.E.

( $P = 0.007$ ) emissions differed from each other. The ratio between the lowest and highest emissions in August was 0.18.

No clear diel patterns of methane emissions were observed in the outer reed zone, where most of the methane was released via ebullition (Fig. 3). The variation in emissions was higher than in the two other zones and this together with some technical problems (see Section 2) hampered the analysis of the results. However, the emission rates were generally highest in this zone. The lowest rates were recorded in August 1999,

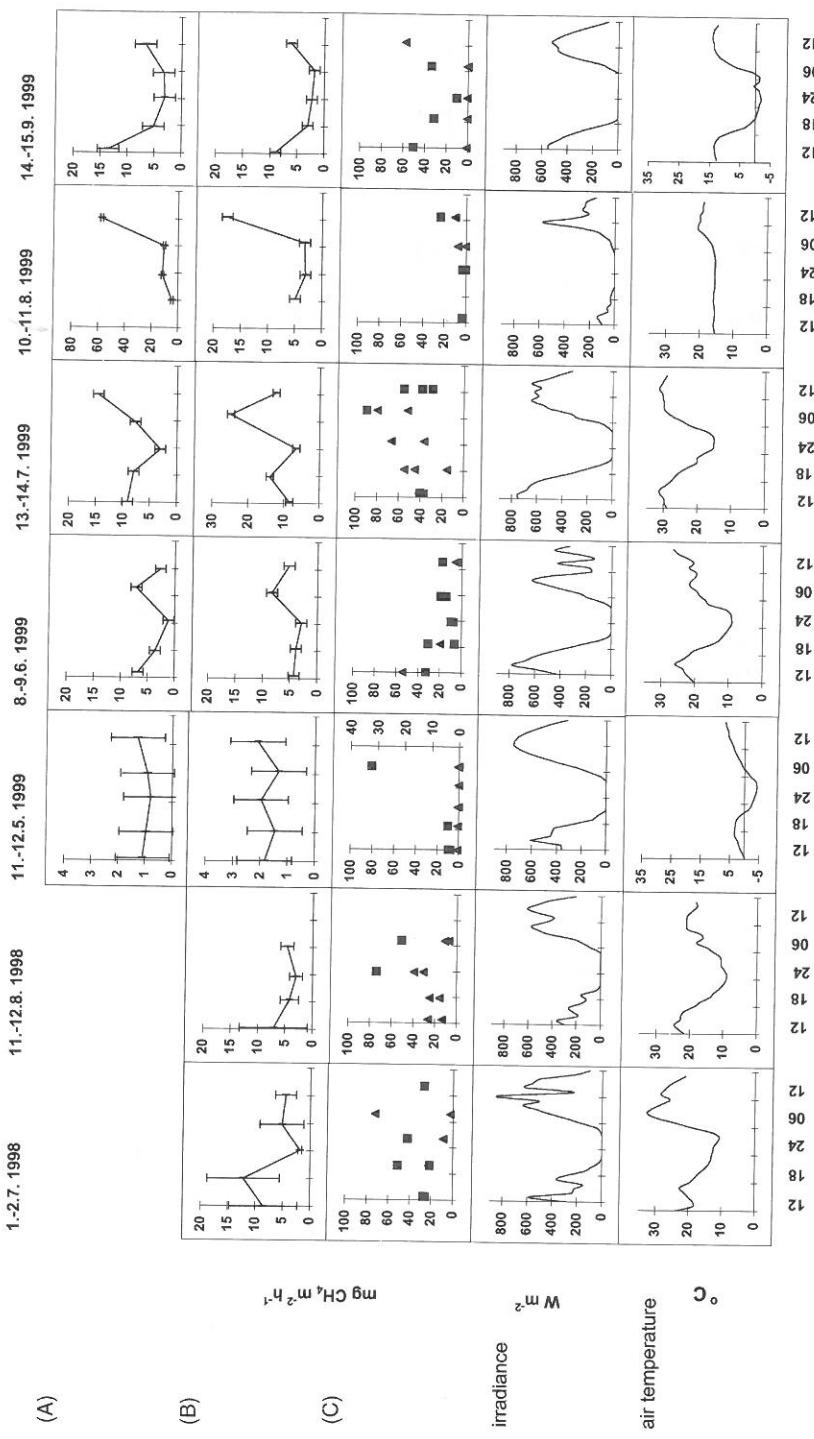


Fig. 3. Diel variation in methane emissions ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) in 1998 and 1999 in the (A) inner reed, (B) mixed cattail-reed and (C) outer reed zones in the littoral of Lake Vesijärvi. Bars represent S.E. of means of the triplicate chambers. In the outer reed zone, rates of ebullition are shown (squares) in addition to plant-mediated emissions (triangles). For May, the scale for the plant-mediated emissions is shown on the right. Data on diurnal variations in irradiance ( $\text{W m}^{-2}$ ) and air temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) are displayed in the two lowest rows of figures.

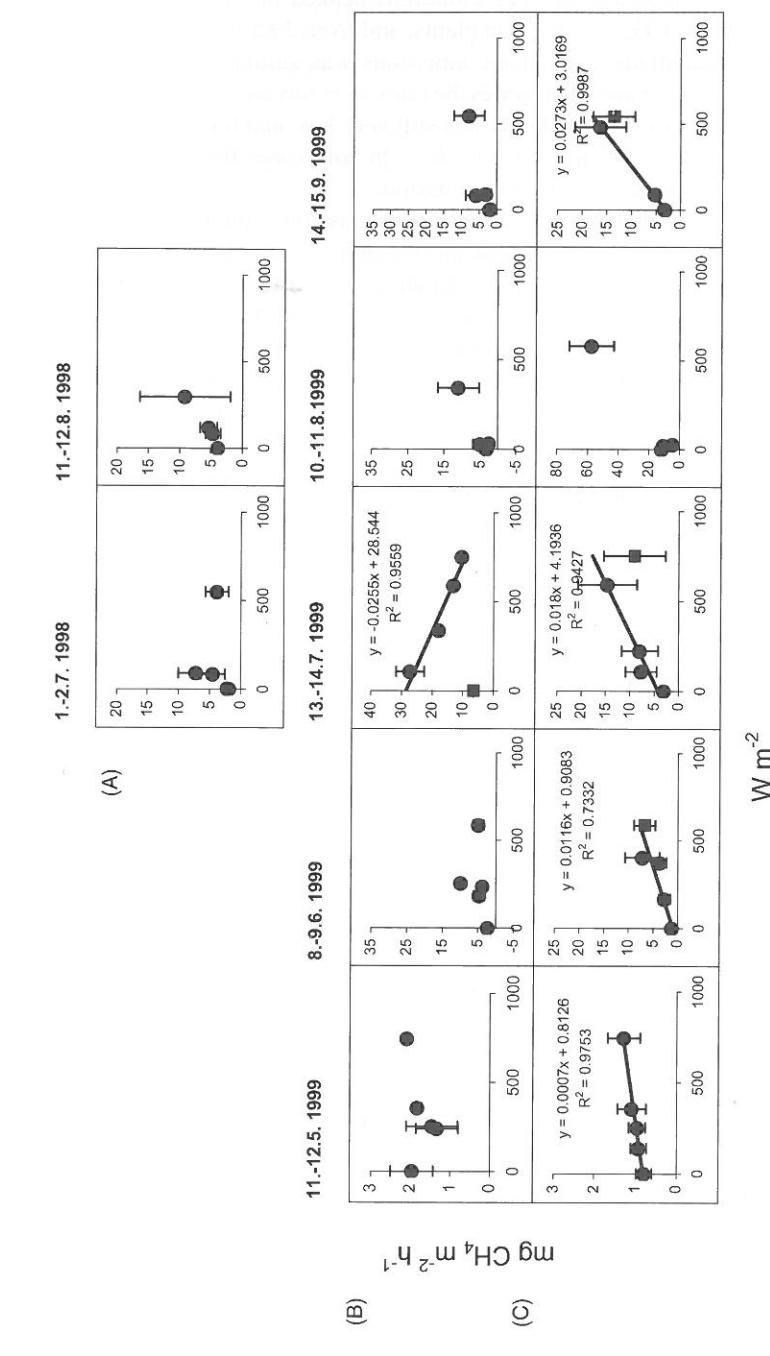


Fig. 4. Irradiance vs. methane emission regression (A) in the outer reed zone, (B) in the mixed cattail-reed zone and (C) in the inner reed zone. Lines are only displayed for those sets of data where a clear relationship existed. The bars are for S.E.

when the emissions varied between 0.6 and 7.9 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> via plants, and 9.7 and 32.5 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> via ebullition. The emissions peaked in July with the rates varying from 15.5 to 80.0 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> via plants, and from 29.5 to 55.8 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> via ebullition. The magnitude of methane emissions was similar in the inner reed and mixed cattail-reed zones. In these two zones the rates were lowest in May (0.3–2.5 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) when the number of new shoots was still very low, and highest in August, when the rates varied from 1.6 to 30.6 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. In both zones the biomass had already peaked by August at the time of maximum emission.

In the inner reed zone diel changes in methane emissions could be related to irradiance, whereas in the mixed cattail-reed zone this relation was not clear (Fig. 4). In stands of *Phragmites* the linear relationship between irradiance and methane emission was especially striking in May and June. In July and in August the emissions dropped at the highest irradiances, but at lower irradiances the irradiance versus methane emission relationship was clear. In August samples were taken on cloudy days, which resulted in a cluster of observations close to the origin and made a reliable analysis impossible. In the mixed stands the

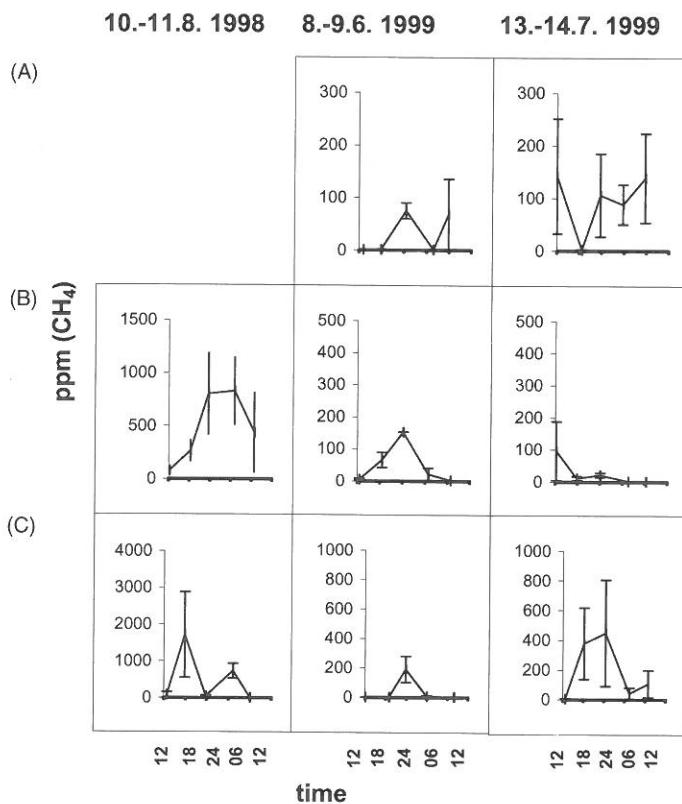


Fig. 5. Diel variations in lacunal methane concentrations (ppm) of (A) stems of *P. australis* from the inner reed zone, (B) stems of *T. latifolia* from the mixed cattail-reed zone and (C) stems of *P. australis* from the outer reed zone in August 1998 and June and July 1999. The bars are for S.E.

methane emission versus irradiance relationship was most obvious in July, but instead of a positive slope it showed a distinct reverse relationship. For the mixed stands, there seemed to be a threshold value of irradiance (ca.  $200 \text{ W m}^{-2}$ ) where a sudden change in methane emissions took place. The relationship between temperature and methane emissions was usually vague, especially in the mixed cattail-reed stands, where only in September temperature explained more than 50% of the variation (results not shown).

The internal concentrations in the lower part of the reed and cattail shoots were always higher than in the upper parts. The values for the lower stems in reed and cattail were 3416 ppm (S.D. = 5160) and 110 ppm (S.D. = 24), respectively, whereas the values for the upper stems were only 2.1 ppm (S.D. = 0.3) and 2.6 ppm (S.D. = 0.9). According to the stomatal moulds neither of the species closed stomata at night.

*T. latifolia* showed a clear pattern ( $P = 0.003$ ) in lacunal methane concentrations in June, when the highest values were recorded at night-time and lowest at noon with the concentrations close to zero (Fig. 5). In July and August the diel pattern in cattail was more obscure. In *P. australis* the diel variation was clear only in June in the outer reed zone ( $P = 0.019$ ) and the lacunal concentrations in the middle of the night were considerably higher than at other times of the day. In general, the highest lacunal methane concentrations were recorded in August. This was the sampling date with the lowest irradiance.

#### 4. Discussion

In the very shallow littoral of our boreal lake *P. australis* showed diel patterns in methane emission, which seemed to depend on the plant growth stage and were similar to that observed in the reed stands of a midlatitude marsh in northcentral Nebraska, USA (Kim et al., 1998). Prior to emergence of the shoots, the rate of methane emission was low and fairly constant throughout the day, but later, when the plants were tillering, the diel pattern appeared and maximum emissions were recorded early in the morning or at noon. A similar pattern has also been recorded for *P. australis* in central Europe (Van der Nat et al., 1998). The increase in methane emissions from night- to day-time was similar or higher to that recorded by Kim et al. (1998), i.e. two- to five-fold. As in Kim et al. (1998), emissions from senescing plants decreased, indicating that the role of convective throughflow, which is the prevailing transport mechanism in mid-summer after tillering, became less important. These results are also consistent with the observations on *P. australis* by Armstrong and Armstrong (1988) and Chanton and Dacey (1991).

Chanton et al. (1993) have recorded a clear diel pattern of methane emissions for subtropical stands of *T. domingensis*, which is in accordance with our results, i.e. that maximum emissions occur in the morning. In our boreal *T. latifolia*, the ratio between the high and low emission was similar to that in *T. domingensis*, i.e. around 4. Similar results have also been obtained with *T. latifolia* by Yavitt and Knapp (1998). As a whole, the results on *T. latifolia* are very similar to those on *P. australis*, which is in agreement with the fact that both species employ convective throughflow.

In addition to our present study, variations in emission rates in association with changing levels of irradiance have been observed, for example, by Chanton et al. (1993), who recorded that the peak in methane emission in *T. domingensis* and *T. latifolia* is associated with

changes in irradiance rather than temperature. The same observation on irradiance versus methane emission relationship has been made for reed by Van der Nat et al. (1998) and Brix et al. (1996). The two factors associated with variations in irradiance are plant gas transport mechanisms and stomatal aperture, although the latter may not have been of great importance as stomatal closure at night could not be detected in our study.

In the outer edge of the littoral in Lake Vesijärvi ebullition seemed to be a more important direct pathway for methane from the sediment to the atmosphere than transport through the plant aerenchymatous tissues. The result is thus in accordance with the Dutch observations that ebullition is the dominating methane transport system in non-vegetated areas as well as in vegetated sites with low plant biomass (Van der Nat and Middelburg, 1998a). Similar results have also been obtained in tidal freshwater sediments in North Carolina, USA (Chanton et al., 1989). As in tidal sediments, the release of methane bubbles in the Lake Vesijärvi littoral was sporadic and episodic in nature. Thus, we could not relate the flux to environmental variables such as temperature, although it is known that methane ebullition is significantly modulated by temperature changes (Fechner-Levy and Hemond, 1996).

The observed pattern in lacunal methane concentrations in *T. latifolia* in Lake Vesijärvi was similar to that in *T. domingensis* in Florida, USA and *T. latifolia* in Kansas and New York, USA (Chanton et al., 1993; Knapp and Yavitt, 1992; Yavitt and Knapp, 1998). In *P. australis* the pattern was similar to that of Dutch reed (Van der Nat et al., 1998). The reduction in lacunal concentrations of methane was associated with the peaks in methane emissions. The observation of higher methane concentrations within the plant stems under low irradiance is consistent with the findings of Chanton et al. (1993) and Knapp and Yavitt (1992) for *T. domingensis* and *T. latifolia*, respectively. The diel variation in lacunal concentration is explained by the two-way transport systems of these species. When the less efficient mechanism of gas transport, i.e. diffusion, is employed, methane accumulates within the stems, whereas it is efficiently flushed out in daylight, when the more efficient convective flow system is in use.

These results show that the behaviour of boreal stands of reed and cattail is similar to that observed at more southern latitudes. The strength of the diel pattern depends on the growth stage of the stands and is less clear or absent in areas sparsely populated by emergent macrophytes, where the role of ebullition is important.

### Acknowledgements

This study was financed by the Maj & Tor Nessling Foundation and the Academy of Finland (project No 40785). We also greatly appreciate the support given to us by the Department of Ecological and Environmental Sciences at the University of Helsinki. The language of the manuscript was kindly checked by Ms. Nancy Seidel.

### References

- Armstrong, J., Armstrong, W., 1988. Light-enhanced convective throughflow increase oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud. New Phytol. 114, 121–128.

- Bendix, M., Tornbjerg, T., Brix, H., 1994. Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 1. Humidity-induced pressurization and convective throughflow. *Aquat. Bot.* 49, 75–89.
- Brix, H., Sorrell, B.K., Schierup, H.-H., 1996. Gas fluxes achieved by in situ convective flow in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 54, 151–163.
- Bubier, J.L., Moore, T.R., 1994. An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. *TREE* 9, 460–464.
- Chanton, J.P., Dacey, J.W.H., 1991. Effects of vegetation on methane flux, reservoirs, and carbon isotopic composition. In: Sharkey, T., Holland, E., Mooney, H. (Eds.), *Trace Gas Emissions from Plants*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 65–92.
- Chanton, J.P., Martens, C.S., Kelley, C.A., 1989. Gas transport from methane-saturated, tidal freshwater and wetland sediments. *Limnol. Oceanogr.* 34, 807–819.
- Chanton, J.P., Whiting, G.J., Happell, J.D., Gerard, G., 1993. Contrasting rates and diurnal patterns of methane emission from emergent aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.* 46, 111–128.
- Fechner-Levy, E., Hemond, H.F., 1996. Trapped methane volume and potential effects on methane ebullition in a northern peatland. *Limnol. Oceanogr.* 41, 1375–1383.
- Grünfeld, S., Brix, H., 1998. Methanogenesis and methane emissions, effects of water table, substrate type and presence of *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 64, 63–75.
- Hyvönen, T., Ojala, A., Kankaala, P., Martikainen, P., 1998. Methane release from stands of water horsetail (*Equisetum fluviatile*) in a boreal lake. *Freshwater Biol.* 40, 275–284.
- Juutinen, S., Alm, J., Martikainen, P., Silvola, J., 2001. Effects of spring flood and water level draw-down on methane dynamics in the littoral zone of boreal lakes. *Freshwater Biol.* 46, 855–869.
- Kairesalo, T., Laine, S., Malinen, T., Suoraniemi, M., Keto, J., 1998. Life of Lake Vesijärvi: From Successful Biomanipulation to Sustainable Management. Markprint Oy, Lahti.
- Kim, J., Verma, S.B., Billesbach, D.P., 1998. Seasonal variation in methane emission from a temperate *Phragmites*-dominated marsh, effect of growth stage and plant-mediated transport. *Global Change Biol.* 5, 433–440.
- Knapp, A.K., Yavitt, J.B., 1992. Evaluation of a closed-chamber method for estimating methane emissions from aquatic plants. *Tellus* 44B, 63–71.
- Kohl, J.-G., Henze, R., Kühl, H., 1996. Evaluation of the ventilation resistance to convective gas-flow in the rhizomes of natural reed beds of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Aquat. Bot.* 54, 199–210.
- Miller Jr., G.T., 1990. *Living in the Environment*. Wadsworth, Belmont, CA.
- Ondok, J.P., 1971. Indirect estimation of primary values used in growth analysis. In: Sesták, Z., Catský, J., Jarvis, P.G. (Eds.), *Plant Photosynthetic Production: Manual of Methods*. Dr. W Junk N.V. Publishers, The Hague, pp. 392–411.
- Schütz, H., Schröder, P., Rennenberg, H., 1991. Role of plants in regulating the methane flux to the atmosphere. In: Sharkey, T.D., Holland, E.A., Mooney, H.A. (Eds.), *Trace Gas Emission by Plants*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 29–63.
- Sebacher, D.I., Harriss, R.C., Bartlett, K.B., 1985. Methane emissions to the atmosphere through aquatic plants. *J. Environ. Qual.* 14, 40–46.
- Shannon, R.D., White, J.R., 1994. A three-year study of controls on methane emissions from two Michigan peatlands. *Biogeochemistry* 27, 35–60.
- Thomas, K.L., Benstead, J., Davies, K.L., Lloyd, D., 1996. Role of wetland plants in the diurnal control of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes in peat. *Soil Biol. Biochem.* 28, 17–23.
- Van der Nat, F.-J.W.A., Middelburg, J.J., 1998a. Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. *Biogeochemistry* 43, 79–104.
- Van der Nat, F.-J.W.A., Middelburg, J.J., 1998b. Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. *Aquat. Bot.* 61, 95–110.
- Van der Nat, F.-J.W.A., Middelburg, J.J., van Meteren, D., Wielemakers, A., 1998. Diel methane emissions patterns from *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. *Biogeochemistry* 41, 1–22.
- Wetzel, R.G., 1990. Land-water interfaces, metabolic and limnological regulators. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24, 6–24.
- Whiting, G.J., Chanton, J.P., 1993. Primary production control of methane emission from wetlands. *Nature* 364, 794–795.
- Yavitt, J.B., Knapp, A.K., 1998. Aspects of methane flow from sediment through emergent cattail (*Typha latifolia*) plants. *New Phytol.* 139, 495–503.



## Temporal and spatial variation in methane emissions from a flooded transgression shore of a boreal lake

PAULA KANKALA<sup>1,2,\*</sup>, ANNE OJALA<sup>1</sup> and TIINA KÄKI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Ecological and Environmental Sciences, University of Helsinki, Niemenkatu 73, Lahti, FIN-15140, Finland; <sup>2</sup>Current address: University of Helsinki, Lammi Biological Station, Lammi, FIN-16900, Finland; \*Author for correspondence (e-mail: paula.kankaala@helsinki.fi; phone: +358 3 631111; fax: +358 3 6311166)

Received 5 February 2002; accepted in revised form 18 March 2003

**Key words:** Boreal lake, Methane emission, *Phragmites australis*, Transgression shore, *Typha latifolia*

**Abstract.** Variation of CH<sub>4</sub> emissions over a three-year period was studied in a reed-dominated (*Phragmites australis*) littoral transect of a boreal lake undergoing shoreline displacement due to postglacial rebound. The seasonal variation in plant-mediated CH<sub>4</sub> emissions during open-water periods was significantly correlated with sediment temperature. The highest plant-mediated emission rates (up to 2050 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) were found in the outermost reed zone, where culms of the previous growing seasons had accumulated and free-floating plants grew on the decomposing culms. In reed zones closer to the shoreline as well as in mixed stands of reed and cattail, the maximum daily rates were usually > 500 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. The total plant-mediated CH<sub>4</sub> emission during the open-water period was significantly correlated with the seasonal maximum of green shoot biomass. This relationship was strongest in the continuously flooded (water depth > 25 cm) outermost zones. In this area, emissions through ebullition were of greatest importance and could exceed plant-mediated emissions. In general, total emissions of the open-water periods varied from ca. 20 to 50 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>, but in the outermost reed zone, the plant-mediated emissions could be as high as 123 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>; ebullition emissions from this zone reached > 100 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. The proportion of CH<sub>4</sub> released in winter was usually < 10% of annual emissions. Emissions of CH<sub>4</sub> were higher in this flooded transgression shore than those measured in boreal peatlands, but the role of ancient carbon stores as a substrate supply compared with recent anthropogenic eutrophication is unknown.

### Introduction

Due to the high global warming potential of methane (23-fold compared with CO<sub>2</sub> over 100 years) and its increasing concentration in the atmosphere since pre-industrial times, the fluxes of methane from natural and anthropogenic sources have been intensively studied for the past two decades (reviewed by Khalil and Shearer 2000; Houghton et al. 2001). At present, about 40% of global emissions of methane to the atmosphere has been estimated to originate from natural and agricultural wetlands (Hein et al. 1997; Lelieveld et al. 1998). Methane is produced by methanogenic Archaea in anoxic conditions and transported to the atmosphere by diffusion, ebullition or aerenchymal plants growing in water-logged soils and sediments (e.g., Chanton and Dacey 1991; Kiene 1991). In northern areas, most studies are from

peatlands, where the marked inter-annual, seasonal and spatial variation of methane emissions is often related to variation of soil temperature, plant growth and water level (reviewed e.g., by Crill et al. 1992; Bubier and Moore 1994; Nykänen et al. 1998; Joabsson and Christensen 1999). Much less attention has been paid to freshwater lakes. Globally, most freshwater bodies are quite shallow with extensive habitats for aquatic macrophytes, which form one of the most productive ecosystems on earth (Westlake 1982). Northern areas alone are estimated to contain millions of lakes that have a mean depth of less than three metres and a littoral zone that is dominant to the pelagic zone (Wetzel 1990). For instance, in Finland, lakes cover ca. 10% of the surface area, and more than 95% of the 190 000 lakes are smaller in area than 1 km<sup>2</sup> (Raatikainen and Kuusisto 1990). A special characteristic of northern lakes, due to the glaciation history, is that shoreline displacement is common. Thus, numerous lakes with flooded ancient shores exist (cf. Lappalainen 1962; Saarnisto 2000), some of which have originally been peatlands.

Earlier studies from the littoral emergent vegetation zones of boreal lakes have shown higher emissions of methane per area unit (Alm et al. 1996; Hyvönen et al. 1998; Juutinen et al. 2001) than those commonly measured from boreal peatlands (Nykänen et al. 1998). Thus, we wanted to study spatial and temporal variation of methane release in a littoral zone with a high biomass of emergent vegetation to find out how the methane emissions are related to the dynamics of vegetation during the growing season and to the variation in temperature, solar radiation and water level. The study was carried out in a reed-dominated (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX STEUD) littoral zone of a boreal lake over a three-year period (1997–1999). Due to shoreline transgression, this area is a submerged ancient peatland. Preliminary results on seasonal and diel variations of methane emissions from the area in 1997 have been published in Ojala et al. (2000). A more detailed description of the diel cycle of methane emissions can be found in Käki et al. (2001). The results on the impact of detritus quality on methane production potential, and the relationship between methane emission and production of all littoral vegetation (including algae and free-floating plants) are presented in Kankaala et al. (in press).

## Materials and methods

### *Study site*

Lake Vesijärvi is located in southern Finland (61°05' N, 25°30' E). The lake was badly eutrophicated by sewage waters but was restored in the 1990s by large-scale biomanipulation through coarse fish removal. Lake Vesijärvi is divided into four main basins by sounds and shallows. Its surface area is 109 km<sup>2</sup>, mean depth 6.0 m and shoreline length 180 km (Keto et al. 1992). According to a geological study, the lake is tilting because of postglacial rebound, which is more rapid at the NW than SE shore (Saarnisto et al. 1994). Our study area on the SE shore is an ancient peatland with a peat cover of several metres (Dr. H. Pajunen, Geological Survey of

**Table 1.** Mean content of organic matter ( $\pm$  SE) in the uppermost 30-cm layer of the sediment expressed as loss on ignition (LOI, % of dry weight). Samples were taken on 2 September 1998 (n = 3). Root and rhizome biomass of macrophytes (20 August 1999, n = 5) and mean densities of shoots in July–August (1997–1999) in different vegetation zones are also displayed. (nd = no data).

Vegetation zone	Sediment LOI	Root and rhizome biomass kg DW m <sup>-2</sup>	Mean density of shoots m <sup>-2</sup>
Inner reed zone	84.7 $\pm$ 3.4	2.6 $\pm$ 0.3	78
Inner cattail-reed zone	84.6 $\pm$ 5.7	nd	44
Outer cattail-reed zone	68.8 $\pm$ 6.9	3.6 $\pm$ 0.5	46
Outer reed zone	54.5 $\pm$ 4.6	2.0 $\pm$ 1.2	24
Yellow water lily zone	43.6 $\pm$ 2.1	nd	6

Finland, personal communication), but due to shoreline transgression, the area has been flooded and presently supports a dense, reed-dominated vegetation stand. The study site is located in the sheltered bay Kilpiäistenpohja. The area of the bay is 49.1 ha and vegetation covers 20.3 ha. The most dominant species of the emergent vegetation is common reed (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX STEUD.), which covers 7.8 ha. Cattail (*Typha latifolia* L.) is also abundant, comprising 1.9 ha. In the community of floating-leaved plants, yellow water lily (*Nuphar lutea* L. Sibth. and Sm.) predominates and covers 3.6 ha. Among ceratophyllids, ivy-leaved duckweed (*Lemna trisulca* L.) is most abundant.

The study was carried out within a perpendicular transect extending from the outer edge of the grass meadow to the outer edge of the zone of floating-leaved plants. The length of the transect was 60 m, which was divided into five zones based on the dominating species, its abundance and water depth. These zones (from innermost to outermost) are the inner reed zone, the inner cattail-reed zone, the outer cattail-reed zone, the outer reed zone and the yellow water lily zone (cf. Käki et al. 2001). The mean shoot number in summer in the inner reed zone was 78 m<sup>-2</sup>; in other zones, the density was considerably lower (Table 1). The inner reed zone and the cattail-reed zones were in an area where the water table was usually < 10 cm, and only during the spring flood it was > 20 cm above the peat layer. In the outer reed zone and the water lily zone, the water depth was 30–70 cm, and ivy-leaved duckweed (*Lemna trisulca*) formed thick mats between the sparse shoots. In the inner cattail zone, mosses (*Sphagnum* spp., *Calliergon* sp.) and willows (*Salix* spp.) grew among emergent macrophytes. The organic matter content of the sediment, sampled on 2 September 1998 and analysed with standard methods (loss on ignition, % of DW; Table 1), was highest in the two inner zones, decreasing towards the outer zones.

#### Measurements

The methane emission measurements were carried out from boardwalks using static chambers made of transparent acrylic plastic. Three replicate chambers were used

in each vegetation zone. For a more detailed description, see Käki et al. (2001). In late summer and autumn, when the reeds had reached their maximum length (1.5–2.5 m), the plants were gently folded in the chambers. At the time of gas sampling, air temperature inside the chamber was measured with a mercury thermometer. The number of samplings per year varied according to the zone; it was 8–11 and 11–12 during 27 May–5 November 1997, and 19 May–16 December 1998, respectively, when samples over the open-water period were taken fortnightly. In 1999, samples were taken once a month from January to September. In December–March, when the lake had an ice cover and snow on top of that, only the space above the snow surface was taken into account in determining the volume of measuring chambers.

Gas samples for methane analyses were collected into 60-ml syringes equipped with three-way stopcocks at 3-min intervals for a period of 9 min. In 1997, the interval was 4 min and the period was 16 min. The samples were analysed by gas chromatography (5710A, Hewlett Packard). The rate of methane increase within the chambers was calculated from linear regressions of concentration measurements versus time. Only time series with  $t_0$  values < 2 ppm were regarded as undisturbed and thus accepted in the estimates. In the outer reed zone, the increase in concentration was often step-wise, indicating that methane emissions largely occurred by ebullition; in these cases, the rates were calculated from the difference between two points (0 and 9 min). For the outer reed zone, the results were expressed separately for plant-mediated emissions and total emissions, the latter also including emissions from ebullition. For a more detailed description of gas analyses, see Käki et al. (2001). The information on diel variations in emission rates (Käki et al. 2001) was applied in calculations of daily rates. For the time periods when solar radiation was  $< 20 \text{ W m}^{-2}$ , night values of emissions were applied; for all other times, we used day values. In the inner reed zone, night emissions were 40% lower than day time emissions, whereas in the outer cattail-reed zone, the corresponding proportion was 50%. Because no significant diel changes in methane emissions were present in the outer reed zone, daytime values were used for day and night. From the daily values, total emissions over open-water period and annual total emissions ( $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ) were estimated by areal integration for each zone separately. Since the dominating plants of the study area apply a pressurized ventilation mechanism for gas exchange (Dacey 1981; Armstrong and Armstrong 1991), the results obtained by using the static chambers without cooling underestimate rather than overestimate the methane emissions.

In the yellow water lily zone, gas bubble formation was quantified with six subsurface bubble collectors (area  $0.03 \text{ m}^2$ ) fastened to the boardwalks (Huttunen et al. 2001). The gas collections lasted 1–3 days and the volume of trapped gas was checked from the displacement of water in a 60-ml syringe. Ivy-leaved duckweed occasionally blocked some of the collectors or water level was so low that the collectors did not work; the number of successful collections thus varied between 2 and 6. Methane concentration of bubble gas was determined with gas chromatography on 17 September 1999 from gas trapped in bubble collectors ( $n = 4$ ) immediately after disturbing the sediment.

Sediment temperature at a 30-cm depth was recorded on a continuous basis with Tinytag IP 68 loggers (Orion Group). In 1997, two loggers, one in the inner reed zone and another in the inner fringe of the outer reed zone, were installed for the time period 1 August–4 November. In 1998 and 1999, only one logger in the outer cattail-reed zone was in use for recording periods 19 May–4 November and 29 April–15 September, respectively. The recording interval was 15 min in 1997 and one hour in 1998 and 1999. Air temperature (1.7 m above the sediment surface) was recorded continuously by a Tinytag with a recording interval of 15 min. Solar radiation ( $\text{W m}^{-2}$ ) (pyranometer CM6B; Reino Rehn Ky) in 1997–1999 and air temperature in 1997 were measured on the roof of a building ca. one kilometre from the study area. The time interval between these measurements was 2 min. Official hydrographs for water level fluctuation in Lake Vesijärvi were available for the measuring periods.

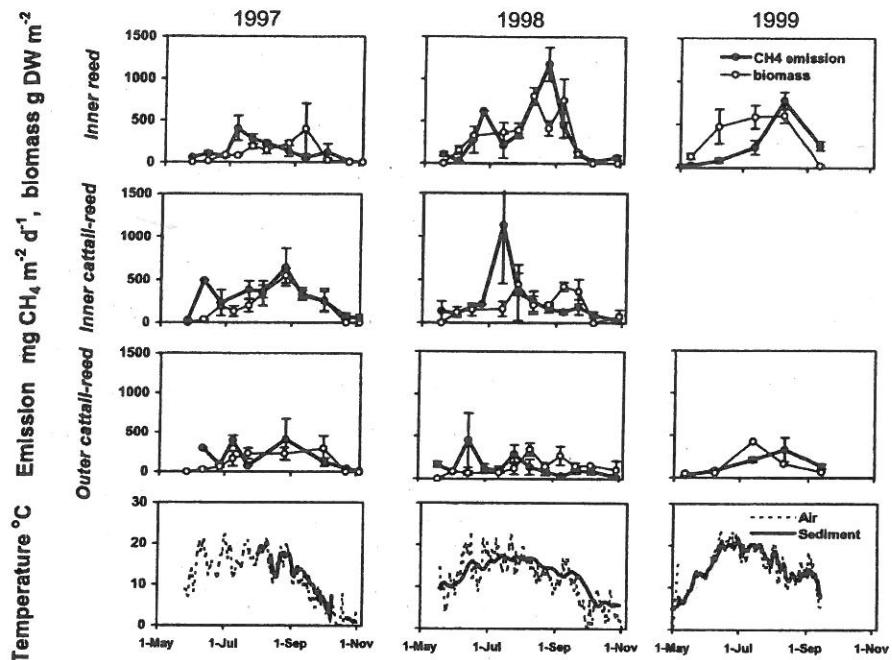
At each sampling, the above-ground biomass of green shoots in the chambers was determined; 15–30 stems growing close to the particular measuring chamber were cut, oven-dried at 60 °C to constant mass and weighed. The shoot biomass was calculated by multiplying the shoot number by the average weight of the shoot. The below-ground biomass was sampled on 20 August 1999 in the inner reed zone, outer cattail-reed zone and outer reed zone with a steel corer (length 70 cm, diameter 8 cm, n = 5 in each zone). The roots (including fine and coarse material) and rhizomes were gently washed, oven-dried at 60 °C to constant mass and weighed.

The differences in seasonal methane emissions were analysed statistically using one-way ANOVA (Systat 5.0 or 9.0 program packages). Tukey's honestly significant difference (HSD) test was applied as a post hoc test. The roles of shoot biomass and sediment temperature were analysed using non-linear and linear regression models. For the methane emission vs. sediment temperature relation, an exponential model  $y = a * e^{bx}$  was applied, and for the emission vs. shoot biomass relation, we used the linear equation  $y = a + bx$ . In both equations, y refers to methane emissions; however, in the first equation x refers to sediment temperature and in the second equation to shoot biomass.

## Results

### *Seasonal variation*

During the ice-free period methane emissions from the inner reed zone showed a significant seasonal pattern (ANOVA,  $p < 0.05$ ). The emissions (range 11–1180 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Figure 1) were highest in July and August. In the inner cattail-reed zone, the seasonal pattern of methane emissions (range 31–1130 mg  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) was less pronounced than in the inner reed zone, and only in 1998 did the maximum values in July differ significantly from most of the determinations (ANOVA,  $p < 0.05$ ). In the outer cattail-reed zone, the  $\text{CH}_4$  emission rates were

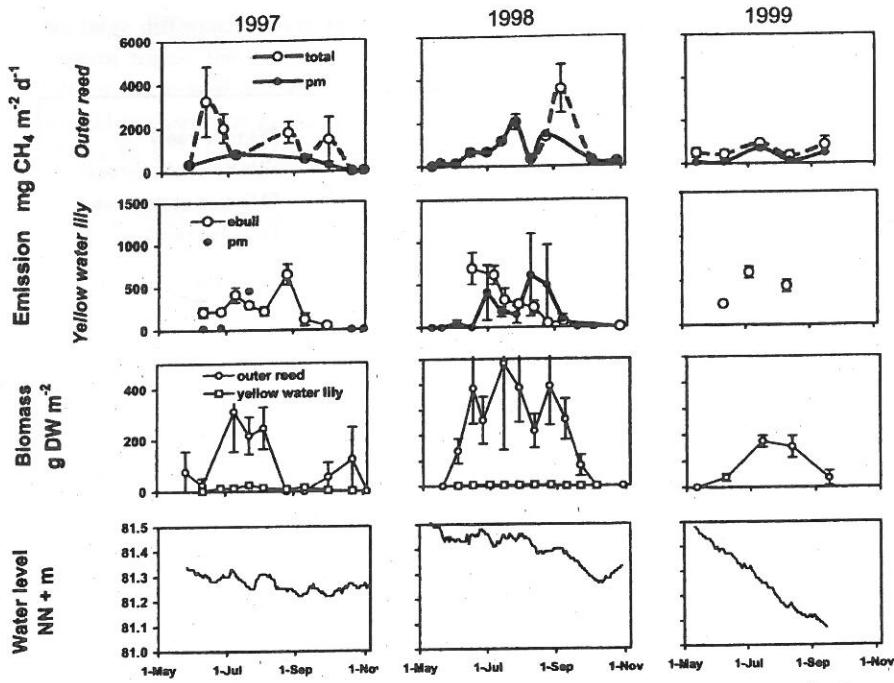


**Figure 1.** Seasonal variation in plant-mediated methane emissions ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) and biomass ( $\text{g DW m}^{-2}$ ) of green shoots in 1997–1999 in the inner reed, inner cattail-reed and outer reed zones. The bars are for values of SE. Also displayed are daily means of air and sediment temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ). 01

slightly lower (range 33–450  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) than in the other zones and show no strong seasonal patterns during the ice-free period (Figure 1).

In the outer reed zone, a large proportion of measurements failed because of difficulties in sampling due to bubbling of gas from underlying peat. During the ice-free period the pattern of methane emissions from this zone was irregular, but emissions were considerably higher than from the other zones studied (range 12–3570  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Figure 2). The regularly observed step-wise increase in methane concentration in chambers indicated that methane emissions in this zone largely occurred by ebullition. Especially in 1997 and 1999, when the water level was lower than in 1998 (Figure 2), the role of ebullition was significant. When methane concentration increased linearly in the chambers, emissions were interpreted to be plant-mediated and are shown separately in Figure 2 (range 12–2050  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).

In the yellow water lily zone, the methane emissions largely occurred by ebullition (range 5–690  $\text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Figure 2). Reliable values for plant-mediated  $\text{CH}_4$  emissions could only be obtained for summer 1998 (range 0–610  $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), whereas in summer 1997, observations were sporadic. Plant-mediated emissions were not measured in this zone in summer 1999. The seasonal pattern of bubbling, recorded by bubble collectors, was irregular, and each year, the maximum ebullition rate was recorded at different times between June and August. In 1999, autumn-



**Figure 2.** Seasonal variation in methane emission ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) and biomass ( $\text{g DW m}^{-2}$ ) of green shoots in 1997–1999 in the outer reed and yellow water lily zones. In the outer reed zone, total emission estimates include release of  $\text{CH}_4$  by ebullition and through plants, with the share of plant-mediated (pm) emission shown separately. In the yellow water lily zone, plant-mediated (pm)  $\text{CH}_4$  emissions and those by ebullition are shown separately. The bars are for values of SE. Water level fluctuation in Lake Vesijärvi during the study period is also displayed (NN = mean sea level at Helsinki port in 1900).

nal emissions could not be estimated since, due to the decreasing water level (Figure 2), use of gas collectors was terminated in August.

In winter, when the lake was covered by ice and snow, diffusion of methane from the zones of emergent vegetation was measured regularly; these methane emissions were lower (range  $0\text{--}74 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ; Figure 3) and the spatial and temporal variation of emissions was less clear than those observed during the ice-free period.

#### Annual variation

In the inner reed zone, the calculated total methane emission for the open-water period varied between  $22$  and  $58 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ , and the interannual variation was thus  $> 100\%$  (Table 2). In the inner cattail-reed zone, the total methane emissions for the open-water season ( $43\text{--}51 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ) were higher than in the outer cattail-reed zone ( $23\text{--}30 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ).

In the outer reed zone, the total plant-mediated methane emissions during the open-water periods in 1997, 1998 and 1999 were ca.  $81$ ,  $123$  and  $38 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ,

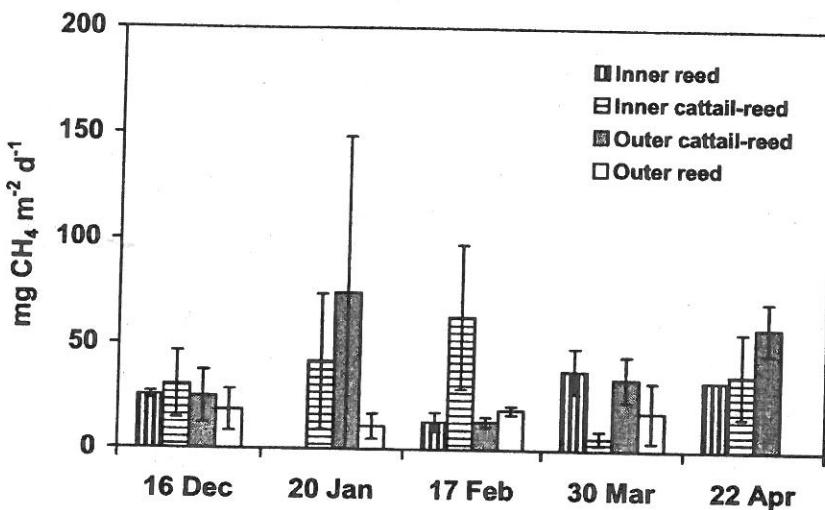


Figure 3. Variation of methane emissions ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) in winter 1998–1999 in the different vegetation zones. The bars are for values of SE.

Table 2. Total emissions of methane ( $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ) from the different vegetation zones during open-water periods in 1997–1999 and during winter 1998–1999. For the yellow water lily zone, the estimate of methane release through ebullition is based on results from bubble collectors, whereas in the outer reed release through ebullition is estimated from chamber measurements.(nd = no data).

Vegetation zone	Open-water period			Winter
	1997	1998	1999	1998–1999
Inner reed zone	22	58	40	4
Inner cattail-reed zone	51	43	nd	6
Outer cattail-reed zone	30	23	23	7
Outer reed zone, plant-mediated	81	123	38	5
through ebullition	123	51	39	nd
Yellow water lily zone, plant-mediated	nd	28	nd	nd
through ebullition	33	30	nd	nd

respectively, i.e., the interannual variation in this zone was large (Table 2). The corresponding proportions of emissions through ebullition were 60%, 29% and 51%. Since the total area of Kilpiäistenpohja Bay covered by this type of vegetation is known, we could calculate the total annual emission from the whole outer reed zone; in 1997, it was  $2530 \text{ kg a}^{-1}$ , and in 1998,  $2158 \text{ kg a}^{-1}$ .

In the yellow water lily zone, the total  $\text{CH}_4$  emission through plants could only be calculated for 1998, when it was ca.  $28 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  (Table 2). The emission due to ebullition was as high as plant-mediated  $\text{CH}_4$  release in this zone (33 and  $30 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  in 1997 and 1998, respectively). Based on the emission rates and the total area covered by yellow water lily in Kilpiäistenpohja Bay, the total annual plant-mediated emission from this vegetation zone was estimated to be  $1008 \text{ kg a}^{-1}$ .

No large differences were present in wintertime emissions between the different vegetation zones; the fluxes varied from 4 to 7 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> (Table 2). Thus, only 6–23% of the annual methane emissions were released in winter. The estimated total annual emission of methane from the littoral zone of Kilpiäistenpohja bay was ca. 9 322 kg a<sup>-1</sup>, i.e., 701 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

#### *Correlation with sediment temperature and other environmental parameters*

*variables*

The seasonal variation in plant-mediated methane emissions during the open-water periods was significantly correlated with the daily mean of sediment temperature (Figure 4). When data for three years were pooled, sediment temperature explained 50.3–60.7% of the variation in emissions in the reed and cattail-reed zones. Since data from the yellow water lily zone were only available for 1998, this zone was excluded from analysis. The correlation between seasonal variation of plant-mediated methane emissions and green biomass of vegetation was less obvious, although the seasonal maxima of CH<sub>4</sub> emissions and shoot biomass often seemed to coincide (Figures 1 and 2); only in the inner cattail-reed zone in 1997 and in the outer reed zone in 1998 were the correlations significant ( $p < 0.05$ ,  $r^2 = 0.537$  and 0.592, respectively). Methane emissions from the study area were related to neither daily mean solar radiation (data not shown) nor water level (Figure 2).

When the CH<sub>4</sub> emission estimates of the open-water periods for different vegetation zones were analysed together, no significant correlations between methane emissions and shoot biomass were found. However, total plant-mediated emissions during the growing season were significantly correlated with the maximum shoot biomass when the vegetation zones continuously flooded with water > 25 cm (outer reed zone and yellow water lily zone) were analysed separately from the other zones of water depth < 10 cm (Figure 5). Emission dependence on biomass was greater in the flooded sites ( $y = 20.646 + 0.211x$ ,  $r^2 = 0.94$ ) than in the drier area ( $y = 2.89 + 0.071x$ ,  $r^2 = 0.68$ ). The intercepts of the equations also revealed that non-plant-mediated emissions were of greater importance in the flooded areas; ca. 21 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> was emitted to the atmosphere by routes other than aerenchymal tissues of green shoots. Ebullition of CH<sub>4</sub> from the outer reed and yellow water lily zones was not correlated with any of the measured environmental parameters.

*variables*

#### **Discussion**

A pronounced seasonal variation of methane emissions, i.e., maximum in July and August and low but clearly detectable emissions in winter, typically observed in boreal peatlands (e.g., Dise et al. 1993; Shannon and White 1994; Nykänen et al 1998; Alm et al. 1999), was also found in the vegetated littoral zone of boreal Lake Vesijärvi. Since the seasonal variation in plant-mediated methane emission was more closely correlated with variation of sediment temperature than with fluctuation of other environmental factors (plant biomass, solar radiation, water level), the

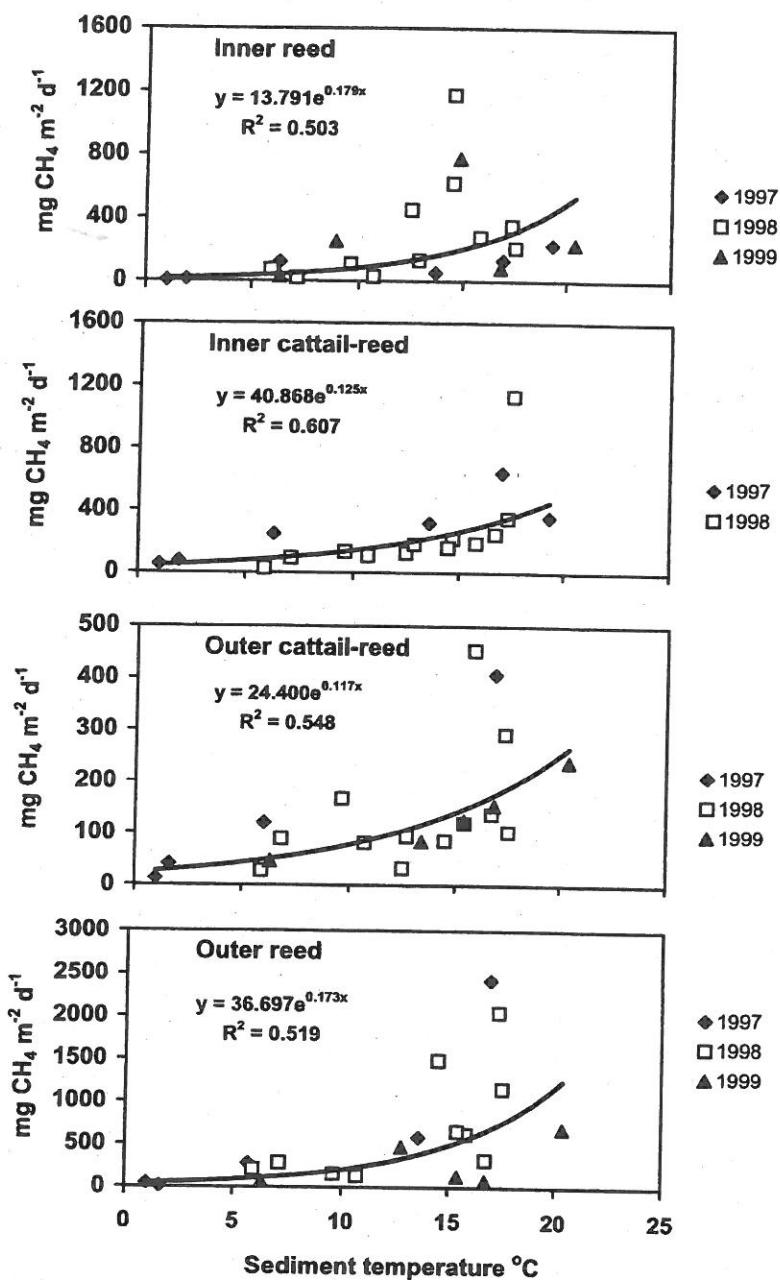


Figure 4. Relation between plant-mediated methane emission ( $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) and daily mean of sediment temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) in the different vegetation zones in the 1997–1999 open-water periods.

temperature-regulated production of  $\text{CH}_4$  by methanogens seemed to be the most

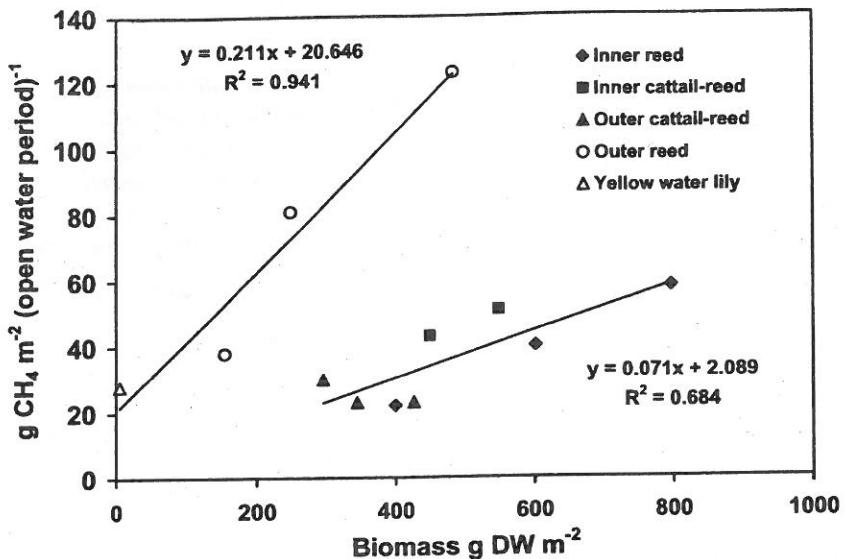


Figure 5. Relation between the seasonal maximum of green shoot biomass and total plant-mediated methane emission during the open-water period. The regression equations are calculated separately for continuously flooded ( $> 25$  cm) vegetation zones (outer reed and yellow water lily zones) and those covered with  $< 10$  cm of water in summer.

important controlling factor of  $\text{CH}_4$  emissions in our study area. Plant growth has often been shown to control seasonal cycles of methane emissions in vegetated areas of wetlands (e.g., van der Nat and Middelburg 1998a, 2000; Joabsson and Christensen 2001). In *Phragmites*-dominated wetlands, this is related both to effective pressurized ventilation and oxidation of methane in the rhizosphere of the actively growing plants and to release of low-molecular-weight substrates from rhizomes available for methanogens (Kim et al. 1998; van der Nat and Middelburg 1998a, 1998b; Brix et al. 2001). In the field, these factors, together with sediment temperature and water level fluctuation, act simultaneously, and thus, the relationship between plant growth dynamics and methane emission is not always straightforward. For example, in a temperate *Phragmites*-dominated marsh in Nebraska (USA), Kim et al. (1998) observed peak methane emission during the time of highest sediment temperature in August, which occurred 2–3 weeks after the peak shoot biomass production, whereas in a Danish *Phragmites* wetland, the methane emission was maximal during spring and early summer, before the maximum shoot biomass; this was the time of high water table and high availability of labile organic compounds for methanogens (Brix et al. 2001).

Although in our study area seasonal dynamics of methane emission was more weakly related to the variation of plant biomass than to sediment temperature, a clear relationship was found between annual plant production and methane emission; total plant-mediated methane emission of the open-water period was strongly correlated with the seasonal biomass maximum of green shoots. These findings are

in accordance with those of Whiting and Chanton (1993) and Joabsson and Christensen (2001), and reflects the importance of plants producing substrates for methanogens and the well-developed root system acting as a gas conduits from the anoxic layer to the atmosphere. Since the seasonal net production of vegetation often correlates with the seasonal maximum of plant biomass (Westlake 1982; Figure 5), we could, by applying the mean carbon content of 38% of DW (Duarte 1992) for *P. australis*, *T. latifolia* and *N. lutea* in Lake Vesijärvi, estimate the proportion of released CH<sub>4</sub> in relation to net production of emergent and floating-leaved vegetation. On a molar basis, in the zones where water depth was < 10 cm (inner reed and both cattail-reed zones), 13.9% of net carbon fixation (above-ground parts) during the open-water period was released as CH<sub>4</sub>. This finding is in consistent with Brix et al. (2001), who estimated in *Phragmites* wetlands that up to 15% of net carbon fixation, including below-ground parts, was emitted as CH<sub>4</sub>. When water depth was > 25 cm in the littoral of Lake Vesijärvi, the proportion went up to 41.5%; emissions through ebullition were excluded from these calculations, and the estimate is thus very conservative. Although the standing green shoots of plants using pressurized ventilation are overwhelmingly important in gas transport, the role of other routes during the open-water period can also be considerable. In the continuously flooded vegetation zones of Lake Vesijärvi (outer reed and yellow water lily zone), ca. 21 g CH<sub>4</sub> per square metre was emitted to the atmosphere, probably via diffusion through the water column and through standing dead culms. Of the total emission, about 30–60% was released via ebullition, which is typical of non-vegetated or sparsely vegetated water-logged areas (Chanton and Dacey 1991).

Spatial variation in methane emission from the transgression shore of Lake Vesijärvi was influenced by growth conditions created by the ancient anoxic peat layer for *P. australis* and *T. latifolia* and also by high productivity of free-floating plants (Kankaala et al. in press). The sparsely vegetated outer reed zone, where culms of previous growing seasons are accumulated through wave and ice action and free-floating plants, such as *Lemna trisulca* and *Elodea canadensis*, grow on the decomposing culms, is typical of Lake Vesijärvi as a whole (Keto et al. 2000). In our study area, *Lemna trisulca* formed thick mats between the shoots of *P. australis*. In a laboratory experiment, fresh detritus from *Lemna trisulca* supported much higher CH<sub>4</sub> production than detritus from *P. australis* leaves (Kankaala et al. in press). Thus, the high CH<sub>4</sub> emissions from the outer reed zone were influenced by availability of substrates for methanogens. On the other hand, the oxidation potential of the peat was higher in the innermost vegetation zones, which were healthier and denser than the outer zones. In actively growing vegetation stands, the proportion of methane oxidized is usually higher than among senescent plants (van der Nat and Middelburg 1998b; Popp et al. 2000).

Compared with boreal peatlands, the emissions of methane from vegetated littoral areas are high. According to Crill et al. (1992) and Bartlett and Harriss (1993), the daily methane emissions from the northern peatlands during the growing season vary from less than 1 mg to > 2000 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, a range resembling that observed in Lake Vesijärvi. The mean total emissions from May to September at

17 Finnish peatland sites were clearly lower than from the littoral of Lake Vesijärvi: for ombrogenous bogs  $8 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  and for minerogenous fens  $19 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  (Nykänen et al. 1998). In Lake Vesijärvi, methane emissions were highest in stands of reed, especially in the outer reed zone, where total methane emissions were  $77\text{--}204 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  during the open-water seasons. These are very high values compared with the June–September emissions from reed and sedge marshes in the littoral zone of two boreal meso-eutrophic lakes (eastern Finland), where Juutinen et al. (2001) measured emissions of  $11\text{--}13 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ . In stands of water horsetail in Lake Pääjärvi, which is located only 40 km west of Lake Vesijärvi, the total methane emission over the open-water period was  $44 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  (Hyvönen et al. 1998), comparable with our estimates for the inner reed and the cattail-reed zones ( $23\text{--}58 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ ). In temperate *Phragmites* marshes, the emissions of methane have been within the range observed in the reed zones of Lake Vesijärvi: in Ballards Marsh, Nebraska, USA,  $64 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$  in April–October,  $80 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  (Kim et al. 1998); in Vejlerne Nature Reserve, Denmark, ca.  $64 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  (Brix et al. 2001); and in a tidal freshwater marsh in the Scheldt Estuary, the Netherlands, ca.  $76 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$  (van der Nat and Middelburg 2000).

H a  
H a  
H a

In conclusion, total emissions of  $\text{CH}_4$  in the littoral zone of boreal lakes may be related to maximum biomass of green shoots. However, in sparsely growing stands, ebullition is of great importance as a route for  $\text{CH}_4$ , with part of the  $\text{CH}_4$  escaping via diffusion and dead culms. The most important environmental factor behind seasonal variation in emissions is probably sediment temperature, which regulates the production of  $\text{CH}_4$  by methanogens.  $\text{CH}_4$  is emitted throughout the year, although the proportion of  $\text{CH}_4$  released in winter is usually low. From a flooded transgression shore, emissions of  $\text{CH}_4$  generally tend to be higher than from boreal peatlands, but the role of ancient lacustrine carbon stores as a substrate supply relative to recent anthropogenic eutrophication remains unknown.

### Acknowledgements

This study was financed by the Maj and Tor Nessling Foundation and the Academy of Finland (project nos. 40785 and 73268). We also greatly appreciate the support given to us by the Department of Ecological and Environmental Sciences, University of Helsinki.

### References

- Alm J., Juutinen S., Saarnio S., Silvola J., Nykänen H. and Martikainen P.J. 1996. Temporal and spatial variations in  $\text{CH}_4$  emissions of flooded meadows and vegetated hydrolittoral. In: Laiho R., Laine J. and Vasander H. (eds), Proceedings of the International Workshop Northern Peatlands in Global Climate Change, Hyvijärvi, Finland. Publications of the Academy of Finland, Helsinki, pp. 71–76, 1/96.

- Alm J., Saarnio S., Nykänen H., Silvola J. and Martikainen P.J. 1999. Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44: 163–186.
- Armstrong J. and Armstrong W. 1991. A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) *Trin. ex Steud.* *Aquat. Bot.* 39: 75–88.
- Bartlett K.M. and Harris R.C. 1993. Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* 26: 261–320.
- Brix H., Sorrell B.K. and Lorenzen B. 2001. Are *Phragmites*-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquat. Bot.* 69: 313–324.
- Bubier J.L. and Moore T.R. 1994. An ecological perspective on methane emissions from northern wetlands. *Tree* 9: 460–464.
- Chanton J.P. and Dacey J.W.H. 1991. Effects of vegetation on methane flux, reservoirs and carbon isotopic composition. In: Sharkey T. and Mooney H. (eds), *Trace Gas Emissions by Plants*. Academic Press, San Diego, pp. 65–92.
- Crill P., Bartlett K. and Roulet N. 1992. Methane flux from boreal peatlands. *Suo* 43: 173–182.
- Dacey J.W.H. 1981. Pressurized ventilation in the yellow waterlily. *Ecology* 62: 1137–1147.
- Dise N.B., Gorham E. and Verry E.S. 1993. Environmental factors controlling methane emissions from peatlands in northern Minnesota. *J. Geophys. Res.* 98: 10 583–10 594.
- Duarte C.M. 1992. Nutrient concentration of aquatic plants: Patterns across species. *Limnol. Oceanogr.* 37: 882–889.
- Hein R., Crutzen P.J. and Heinmann M. 1997. An inverse modeling approach to investigate the global atmospheric methane cycle. *Global Biogeochem. Cycles* 11: 43–76.
- Houghton J.T., Ding Y., Griggs D.J., Noguer M., van der Linden P.J. and Xiaosu D. (eds) 2001. *Climate Change 2001. The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 944 p.
- Huttunen J.T., Lappalainen K.M., Saarijärvi E., Väistönen T. and Martikainen P.J. 2001. A novel sediment gas sampler and a subsurface gas collector used for measurement of the ebullition of methane and carbon dioxide from a eutrophied lake. *Sci. Tot. Environ.* 266: 153–158.
- Hyvönen T., Ojala A., Kankaala P. and Martikainen P.J. 1998. Methane release from stands of water horsetail (*Equisetum fluviatile*) in a boreal lake. *Freshwat. Biol.* 40: 275–284.
- Joabsson A. and Christensen T.R. 2001. Methane emissions from wetlands and their relationship with vascular plants: an Arctic example. *Global Change Biology* 7: 919–932.
- Joabsson A., Christensen T.R. and Wallén B. 1999. Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Tree* 14: 385–387.
- Juutinen S., Alm J., Martikainen P. and Silvola J. 2001. Effects of spring flood and water level drawdown on methane dynamics in the littoral zone of boreal lakes. *Freshwat. Biol.* 46: 855–869.
- Kankaala P., Käki T. and Ojala A. Quality of detritus impacts on spatial variation of methane emissions from littoral sediment of a boreal lake. *Arch. Hydrobiol.* (in press).
- Keto A., Hellsten S., Lammi E., Partanen S., Visuri M. and Lampolahti J. 2000. Ruovikoituminen: täydentävät erikoistutkimukset. In: Hellsten S. (ed.), *Development of Regulation of Lake Päijänne – Present State of Littoral Zone and Effects of Different Environmental Factors*. The Finnish Environment 357., Helsinki, pp. 90–110, (In Finnish with English summary).
- Keto J., Horppila J. and Kairesalo T. 1992. Regulation of the development and species dominance of summer phytoplankton in Lake Vesijärvi: predictability of enclosure experiments. *Hydrobiologia* 243/244: 303–310.
- Khalil M.A.K. and Shearer M.J. 2000. Sources of methane: an overview. In: Khalil M.A.K. (ed.), *Atmospheric Methane: Its Role in the Global Environment*. Springer Verlag, Berlin, pp. 98–111.
- Kiene R.P. 1991. Production and consumption of methane in aquatic systems. In: Rogers J.E. and Whitman W.B. (eds), *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane and Nitrogen*. American Society for Microbiology, Washington, pp. 111–146.
- Kim J., Verma S.B. and Billesbach D.P. 1998. Seasonal variation in methane emission from a temperate *Phragmites*-dominated marsh: effect of growth stage and plant-mediated transport. *Global Change Biol.* 5: 433–440.
- Käki T., Ojala A. and Kankaala P. 2001. Diel variation in methane emissions from stands of *Phragmites australis* (Cav.) *Trin ex Steud.* and *Typha latifolia* L. in a boreal lake. *Aquat. Bot.* 71: 259–271.

- Lappalainen V. 1962. The shore-line displacement on southern Lake Saimaa. Acta Bot. Fennica 64: 1–125.
- Lelieveld J., Crutzen P. and Dentener J.F. 1998. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. Tellus 50B: 128–150.
- Nykänen H., Alm J., Silvola J., Tolonen K. and Martikainen P.J. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. Global Biogeochem. Cycles 12: 53–69.
- Ojala A., Käki T. and Huttunen J. 2000. Methane emissions from a boreal meso-eutrophic lake: an assessment of seasonal and diel variation among emergent vegetation. Verh. Int. Verein. Limnol. 27: 1420–1423.
- Popp T.J., Chanton J.P., Whiting G.J. and Grant N. 2000. Evaluation of methane oxidation in the rhizosphere of a *Carex* dominated fen in north central Alberta, Canada. Biogeochemistry 51: 259–281.
- Raatikainen M. and Kuusisto E. 1990. Suomen järviens lukumäärä ja pinta-ala. Terra 102: 97–110, (in Finnish).
- Saarnisto M. 2000. Shoreline displacement and emergence of lake basins. Geological Survey of Finland, Special Paper 29: 25–34.
- Saarnisto M., Kutvonen H. and Rainio H. 1994. Salpausselkä ja jäätä. In: Saarnisto M., Rainio H. and Kutvonen (eds), Salpausselkä ja jäätä. Geologian tutkimuskeskus Opas 36. Geological Survey of Finland, Lahti, pp. 5–43, (in Finnish).
- Shannon R.D. and White J.R. 1994. A three-year study of controls on methane emissions from two Michigan peatlands. Biogeochemistry 27: 35–60.
- van der Nat F.-J.W.A. and Middelburg J.J. 1998a. Effects of two common macrophytes on methane dynamics in freshwater sediments. Biogeochemistry 43: 79–104.
- van der Nat F.-J.W.A. and Middelburg J.J. 1998b. Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*. Aquat. Bot. 61: 95–110.
- van der Nat F.-J. and Middelburg J.J. 2000. Methane emission from tidal freshwater marshes. Biogeochemistry 49: 103–121.
- Westlake D.F. 1982. The primary productivity of water plants. In: Symoens J.J., Hooper S.S. and Compère P. (eds), Studies on Aquatic Vascular Plants. Royal Botanical Society of Belgium, Brussels, pp. 165–180.
- Wetzel R.G. 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 6–24.
- Whiting G.J. and Chanton J.P. 1993. Primary production control of methane emission from wetlands. Nature 364: 794–795.

HELSINGIN YLIOPISTON YMPÄRISTÖEKOLOGIAN LAITOKSEN TUTKIMUKSIA JA RAPORTTEJA  
(1.-17. RAPORTTEJA JA SELVITYKSIÄ)

- No. 1 1999 TURPEINEN RIINA: Mikrobiston vaikutus arseenin metylaatioon ja liikkuvuuteen maaperässä sekä mikrobiston arseeniresistenttiysi. (pro gradu)
- No. 2 2000 RAILO HELENA: Kaatopaikkojen ympäristövaikutukset, esimerkkinä Pasilan kaatopaikka. (pro gradu)
- No. 3 2001 ONKILA HANNU: Tuhkan ja sen sisältämän kadmiumin vaikutukset metsäämaan äkyrämato-populaatioihin. (pro gradu)
- No. 4 2001 TÖRN ANNE: Kohotetun hiilidioksidipitoisuuden ja typpilannoituksen vaikutukset ombrerotrofiseen suokasvillisuuteen. (pro gradu)  
Effects of elevated CO<sub>2</sub> and increased N deposition on ombrotrophic bog vegetation
- No. 5 2001 HOVI SANNA: Valuma-alueen metsätaloustoimenpiteiden vaikutukset pieniin järviin - paleo-limnologinen selvitys. (pro gradu)
- No. 6 2001 ANTILA SAKU: Päälyslevästön biomassan kertyminen eri ravinnetasoilla sekä vaikutukset veden ravinnepitoisuksiin. (pro gradu)
- No. 7 2002 KOSKINEN SARI: Hiilidioksidialtistuksen vaikutukset järvikortteeen (*Equisetum fluviatile*) ja järvikaislan (*Schoenoplectus lacustris*) aerobiseen ja anaerobiseen hajoamiseen. (pro gradu)
- No. 8 2002 KORKAMA TIINA: Maaperän hajottajaeliöyhteisön vuorovaikutussuhteet ja hajotustoiminta lyijyllä saastuneessa maassa. (pro gradu)
- No. 9 2002 LEHTIMÄKI ELENA: Auringonkukan vaikutus atratsiiniin ja simantsiiniin hajoamiseen kaupunkimaaperässä. (pro gradu)
- No. 10 2003 KAJALA SAIJA: Rihmamaisten syanobakteerien ja niiden toksiinien ravintoketjuvaikutukset. (pro gradu)
- No. 11 2003 TAHVANAINEN JUULIA: Elisa-konsernin ympäristökuormitustekijöiden nykytilan kartoitus.. (pro gradu)
- No. 12 2003 SUSILUOTO SANNAMAIJA: Comparison of drought avoidance and tolerance strategies in *Eucalyptus microtheca*. (pro gradu)
- No. 13 2003 KUUKKA HANNA: Särjen ravinnon käytön vaikutus vedenlaatuun ja kasviplanktoniin. (pro gradu)
- No. 14 2003 FLYKT ENNI: Mineraaliöljy- ja bioöljypohjaisten hydrauliikkaöljyjen vaikutukset boreaalisen metsäämaan hajottajaravintoverkkoon. (pro gradu)
- No. 15 2003 HOLMA ANNE: Tuhkan ja typen vaikutukset kuusen (*Picea abies L. Karst*) ektomykoritsaan. (pro gradu)
- No. 16 2003 LATTUNEN PETRA: Yritysten ympäristöjärjestelmät – erilaisten indikaattorimenetelmien vertailu. (pro gradu)
- No. 17 2003 TAIPALE SAMI: Lipidimarkkerit kompostin mikrobisukkession määritysessä. (pro gradu)
- No. 18 2003 KÄKI TIINA: Boreaalisen järven rantavyöhykkeen metaaniemissiot sekä niiden suhde ympäristöoloihin ja kasvillisuuden kehitykseen. (lis.tutkimus)