

TARTU ÜLIKOOL
Füüsika-keemiateaduskond
Keskkonnanfüüsika instituut

BIRGOT PAAVEL

PEIPSI JÄRVE VEE OPTILISED OMADUSED

Magistritöö
keskkonnanfüüsika erialal

Juhendajad: ANU REINART, Ph.D
Uppsala Ülikooli teadur
HANNO OHVRIL,
füüs-mat. knd
Tartu Ülikooli dotsent

Tartu 2004

Sisukord

Sissejuhatus.....	4
1 LOODUSLIKE VETE OPTILISED PARAMEETRID.....	6
1.1 Lühiülevaade veesisese valgusvälja kujunemisest.....	6
1.2 Esmased optilised parameetrid.....	7
1.3 Tuletatud optilised parameetrid.....	10
2 VEES SISALDUVAD OPTILISELT AKTIIVSED AINED JA NENDE OMADUSED.....	14
2.1 Puhas vesi.....	14
2.2 Kollane aine.....	15
2.3 Fütoplankton.....	16
2.4 Tripton	19
3 UURITUD JÄRVEDE ISELOOMUSTUS.....	20
3.1 Peipsi järv.....	20
3.2 Rootsi suurjärved Vänern ja Vättern.....	22
3.3 Väiksemad Eesti, Soome ja Rootsi järved.....	23
4 METOODIKA JA APARATUUR.....	24
4.1 Veeproovide analüüsimine.....	24
4.2 Valgusmõõtmised.....	25
4.3 Tagasihajumiskoeffitsiendi mõõtmised.....	26
5 TULEMUSED JA ARUTELU.....	28
5.1 Optiliselt aktiivsed ained vees ja nende omavahelised korrelatsioonid.....	28
5.2 Veetüüpide optiline klassifikatsioon.....	31
5.3 Kollase aine mõju valguse neeldumisele vees.....	32
5.3.1 Neeldumiskoeffitsient ja tõusuparameeter.....	32
5.3.2 Neeldumisspektri modelleerimine.....	34
5.3.3 Erinevate filtrite sobivus neeldumiskoeffitsiendi määramiseks.....	36
5.4 Fütoplankton ja tripton.....	38
5.4.1 Valguse neeldumine.....	38
5.4.2 Valguse hajumine ja tagasihajumine.....	45
5.5 Valguse difuusne nõrgenemine PAR piirkonnas.....	47
5.6 Optilise kaugseire karakteristikud.....	50
Järeldused.....	55

Kasutatud kirjandus.....	58
Resümees.....	63
Lisad.....	66
Lisa I Veeproovide analüüside meetodid.....	66
Lisa II Effect of colored dissolved organic matter on attenuation of Photosynthetically Active Radiation in Lake Peipsi.....	78
Lisa III Inherent and apparent optical properties of Lake Peipsi, Estonia.....	93

Sissejuhatus

Veekogude ökosüsteemide seisund ja areng on mõjutatud paljude biotiliste ja abiotiliste tegurite poolt, kusjuures looduslikud ja inimtekkelised protsessid on erineva intensiivsuse ja kestusega. Neil protsessidel on kompleksne mõju, seetõttu on toimemehhanismide ja “põhjus-tagajärg” seoste väljaselgitamine äärmiselt keeruline.

Järved moodustavad maakera veevarude üldmahust vaid 0,016 %, kuid ometi on nad inimese jaoks ökoloogilises süsteemis elutähtsad maagevee varuna ja samuti olulised ka kalavarude seisukohalt, transpordis ning hüdrooloogilise tsükli komponendina. Vee kvaliteedi pidev jälgimine lubab aga vastavalt paremini mõista veekogudes toimuvaid protsesse, et vajadusel/võimalusel maagevee resursse paremini kasutada ja taastada. Märkime, et käesolevas töös mõeldakse “vee kvaliteedi” all vee optilist kvaliteeti, mis ei pruugi olla üks-tüheses vastavuses joogivee kvaliteediga. Kui aga vee optilise kvaliteedi muutus on põhjustatud veekogu eutrofeerumise suurenemisest või antropogeensest saastumisest, siis võib see olla hoiatussignaal, mis kas fikseerib/prognoosib vetikavohangut või vee looduslikku seisundit rikkuvat inimtegevust.

Veeoptika seisukohalt on järved ja rannikuveed, võrreldes ookeanivetega, täiesti omaette uurimisobjekt, kus optiliselt aktiivsete ainete omadused ja hulk erinevates veekogudes (tihti isegi sama veekogu eri osades) on niivõrd varieeruvad, et mõõtmiste tegemine vee kvaliteedi määramiseks nõuab oluliselt paremaid tehnilisi võimalusi. Üheks oluliseks meetodiks vee kvaliteedi hindamisel on tänapäeval muutunud satelliitidele paigutatud optiliste sensorite kasutamine (IOCCG, 2002). Küllaltki rahuldavaid tulemusi on siin saadud ookeanide jaoks, kuid ranniku- ja sisevete puhul kerkib esile rida lisaprobleeme ning reeglina pole ookeanide kaugseire algoritmid nende jaoks kasutatavad.

Suur, suhteliselt madal ja toitaineterohke ning seetõttu kliimaatiliste muutuste suhtes väga tundlik Peipsi järve moodustab Eesti maageveevarudest 89 %. Oma unikaalsete omaduste tõttu on ta olnud pideva monitooringu objektiks, kuid optilisi uuringuid on tehtud äärmiselt vähe. Eesti Mereinstituut koostöös Helsingi Ülikooli Geofüüsika osakonnaga on kogunud välimõõtmistel suure andmebaasi Eesti ja Soome väikejärvede optiliste omaduste kohta, kuid uurimisprogrammist puudus Peipsi järv.

Märgime, et traditsiooniliste meetoditega (ekspeditsioonid järvele veeproovide võtmiseks) on kallis ja vaevaline hankida piisavalt palju andmeid kogu järve ulatuses, kuigi sellised andmed võivad olla vajalikud algmaterjalina järve bio-optilisel modelleerimisel. Nagu teada, annab veekogusiseste protsesside modelleerimine järve tüüpiliste omaduste kirjelduse ning optilise kaugseire meetodite rakendamine operatiivset ja laiaulatuslikku teavet. Esimesed katsed rakendada optilist kaugseiret Peipsi järve veekvaliteedi määramiseks on andnud paljulubavaid tulemusi, seda eelkõige klorofüll *a* kontsentratsiooni ja vee läbipaistvuse hindamiseks (Arst ja Kutser, 1994; Kutser jt., 1995).

Käesoleva töö eesmärgiks oli (1) määrata Peipsi järve vee optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonide varieeruvuse piirid; (2) koguda andmeid veealuse kiirguse neeldumis- ja hajumiskoeffitsientide väärtuste ja spektraalse jaotuse kohta; (3) võrrelda Peipsi järve optilisi omadusi nii kahe Euroopa suure järvega (Vänerni ja Vätterniga Rootsis) kui ka teiste väiksemate Eesti, Soome ja Rootsi järvedega, laiendades seega järvede optiliste omaduste andmebaasi; (4) uurida veesisest valgusvälja eri sügavustel viies läbi kiirgusmõõtmisi mitme optilise seadmega; (5) määrata olulisimad ained, mis mõjutavad seda valgusvälja ning (6) hinnata optilise kaugseire mudelite jaoks vajalikke valguse tagasihajumiskoeffitsiente Peipsi järvese.

Töös saadud tulemused peaksid olema olulised hilisemaks bio-optiliste mudelite (põhineb esmastel ja tuletatud optilistel parameetritel) koostamiseks, mis on omakorda vajalik kaugseire algoritmide väljatöötamiseks ja veealuse valgusvälja arvutusteks.

Töö esimeses peatükis antakse ülevaade peamistest optilistest karakteristikutest koos nende definitsioonidega. Teises peatükis käsitletakse kirjanduse andmete põhjal üksikasjalikult järvedes harilikult esinevate optiliselt aktiivsete ainete valgust neelavat ja hajutavat toimet. Peipsi järve põhjalik kirjeldus, samuti ka teiste, töös võrdluseks kasutatud järvede lühikirjeldus on kolmandas peatükis. Kuna optiliste laborimõõtmiste eestikeelne kirjeldus praktiliselt puudub, on mõned detailsed tööjuhendid antud lisa I ning neljandas peatükis on ainult nende lühikirjeldus. Tulemused on esitatud viiendas peatükis.

Töö tulemused on osaliselt avaldamisel, vastavate artiklite käsikirjad on esitatud lisades II ja III.

1 LOODUSLIKE VETE OPTILISED PARAMEETRID

1.1 Lühiülevaade veesisese valgusvälja kujunemisest

Veekogude ökoloogiline seisund sõltub nii loodulikest kui antropogeensetest teguritest, mis mõjutavad veekeskonna muutlikkust ja üldist arengut. Üheks selliseks mõjufaktoriks on veepinnale langev päikesekiirgus, mis asub peaaegu täielikult spektrivahemikus 290 – 2500 nm. Horisontaalsele pinnale langev kiirgusenergia hulk ja spektraalne koosseis sõltub aga nii Päikese kiirgusomadustest, kiirguse levimistingimustest Maa atmosfääris kui ka Päikese kõrgusest ja asukohast. Maa atmosfääri ülemisele piirile langeva päikesekiirguse kiiritustihedus (solaarkonstant) Maa ja Päikese vahelisel keskmisel kaugusel on ligikaudu $1,35 \text{ kW m}^{-2}$ ($\pm 3,4\%$) (Dera, 1992). Läbides Maa atmosfääri päikesekiirgus neeldub ja hajub õhu koostisesse kuuluvate gaaside, veeauru, mitmesuguste keemiliste ühendite ja aerosooli toimel. Olulist rolli päikesekiirguse nõrgenemisel atmosfääris mängivad ka pilved. Üks osa Päikeselt tulnud energiast hajub tagasi maailmaruumi, teine osa aga (läbides atmosfääri) jõuab veepinnale, kus ta omakorda osaliselt peegeldub pinnalt, osaliselt murdub kahe keskkonna – õhu ja vee – lahutuspinnal ja tungib vette. Täielikult pilves taeva korral tungib vette vähemalt 93% kiirgusest (Dera, 1992). Märgime, et lainetav veepind suurendab vette tungiva kiirguse hulka ja vähendab peegeldumist.

Vees sisalduvad optiliselt aktiivsed ained, OAA (fütoplankton, lahustunud orgaaniline aine ja vees hõljuvad mineraalsed ja surnud orgaanilised osakesed) neelavad ja hajutavad aga samuti valgust, kujundades seega vastavalt igale veekogule ainuomase valgusrežiimi. Olulisimad valgusvälja parameetrid on kirkus (ingl. k. *radiance*) $L(z; \vartheta, \varphi)$ ja kiiritustihedus, $E(z)$ (*irradiance*) (Veismann, 1994). Kirkus on kiirgusenergia voog, mis on kiiratud ühikuliselt pinnaelemendilt ühikulisse ruuminurka $d\Omega$, projekteerituna kiirguse levimise suunaga (määratud nurkadega ϑ ja φ) ristuvale pinnale $dA_n = dA \cos \vartheta$ (Dera 1992):

$$L(\vartheta, \varphi) = \frac{dF(\vartheta, \varphi)}{d\Omega dA_n}. \quad (1.1)$$

Kiiritustihedus horisontaalpinnal on defineeritav kui allasuunduv, $E_d(z)$, ja ülessuunduv, $E_u(z)$, kiiritustihedus (vastavalt *downwelling and upwelling irradiance*) (Mobley, 1994):

$$E_d(z) = \int_0^{\frac{\pi}{2}} \int_0^{2\pi} L(z, \vartheta, \varphi) \cos \vartheta \sin \vartheta d\vartheta d\varphi, \quad (1.2)$$

$$E_u(z) = \int_0^{2\pi} \int_0^{\frac{\pi}{2}} L(z, \vartheta, \varphi) |\cos \vartheta| \sin \vartheta d\vartheta d\varphi, \quad (1.3)$$

kus z näitab sügavust vees.

1.2 Esmased optilised parameetrid

Kiirguse neeldumis-, hajumis- ja nõrgenemiskoeffitsiente nimetatakse **esmasteks optilisteks parameetriteks** (*inherent optical properties*), sest nad ei sõltu ümbritseva valgusvälja karakteristikutest, vaid otseselt keskkonna keemilisest koostisest ja füüsikalistest omadustest.

Kiirguse neeldumiskoeffitsient, $a(\lambda)$, lainepikkusel λ on defineeritud lõpmatult õhukese kihi jaoks, millele langeb normaali suunast paralleelsete ja monokromaatsete kiirte kimp (Dera 1992):

$$a(\lambda) = -\frac{1}{L(z)} \frac{dL(\lambda)}{dz} \quad (1.4)$$

kus dz on lõpmatult väike teepikkus keskkonnas ning dL kirjeldab muutust kirkuse väärtuses, kui ta on läbinud teepikkuse dz .

Tegelikult neeldub kihis dz ainult üks osa talle pealelangenust kiirgusest, teine osa hajub, s.t. footonid kalduvad kõrvale. Esialgselt levimissuunast Analoogiliselt seosele (1.4) saab defineerida ka hajumiskoeffitsiendi, $b(\lambda)$, (Dera, 1992).

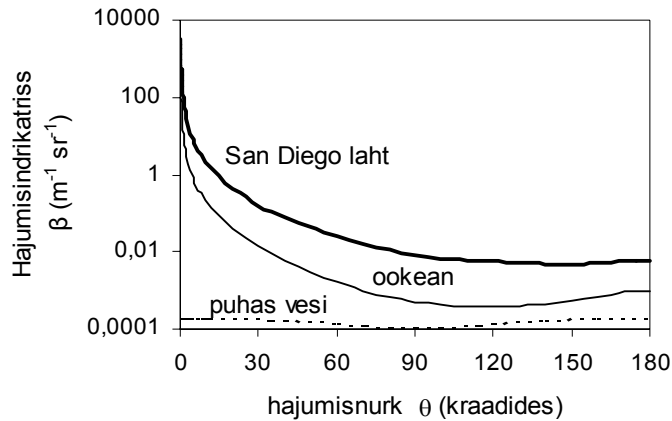
Hajumisel muudab valguskvant oma suunda, kusjuures eri suundades hajub erinev hulk valgust. Vastavat nurkjaotust iseloomustab hajumisindikatriiss β (*volume scattering function*) ning tingimuseks on, et:

$$\frac{1}{2} \int_0^{\pi} \beta(\theta) \sin \theta d\theta = 1 \quad (1.5)$$

Summaarne hajumiskoeffitsient üle kogu ruuminurga väljendub järgmiselt:

$$b = 2\pi \int_0^{\pi} b(\theta) \sin \theta d\theta \quad (1.6)$$

Hajumisindikatrissi kuju on sümmeetriline osakesele langenud kiire suhtes, kuid tema “väljavenitatus” on erinevat tüüpi vetes erinev. Näiteks absoluutselt puhta vee puhul (molekulaarne hajumine) hajub tagasi 50% hajunud kiirgusest, optiliselt aktiivsete osakeste poolest rikkas vees on edasihajumine reeglina palju suurem tagasihajumisest (joonis 1.1).



Joonis 1.1. Hajumisindikatrissid puhtas vees (Morel, 1972), ookeanis (Petzold, 1972) ja sogases San Diego lahes (Kirk, 1994).

Kiirguse nõrgenemiskoeffitsient $c(\lambda)$ avaldub hajumiskoeffitsiendi ja neeldumiskoeffitsiendi summana:

$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda). \quad (1.7)$$

Esmased optilised parameetrid on aditiivsed, s.o. mingit keskkonda iseloomustav valguse nõrgenemiskoeffitsient võrdub selle keskkonna optiliselt aktiivsete komponentide (indeksid 1, 2, 3 jne.) nõrgenemiskoeffitsientide summaga:

$$c(\lambda) = c_1(\lambda) + c_2(\lambda) + c_3(\lambda) + \dots \quad (1.8)$$

Analoogne seos kehtib ka hajumiskoeffitsiendi ja neeldumiskoeffitsiendi kohta.

Vee esmaste optiliste parameetrite hulka kuuluvad aga ka edasi- ja tagasihajumiskoeffitsiendid (vastavalt $b_f(\lambda)$ ja $b_b(\lambda)$), mis iseloomustavad valguse hajumist kiirguse levimise suunas ja kiirguse levimisele vastassuunas ning defineeritakse analoogiliselt seosega (1.6), võttes integreerimise rajad vastavalt $0 - \pi/2$ ja $\pi/2 - \pi$. Valguse tagasihajumine on eriti oluline vee kaugseire seisukohalt, sest just sellest sõltub kiirgusvoog, mida veepinna kohal või ka laeval, lennukil, satelliidil paiknev sensor mõõdab. Tagasihajumise efektiivsus, $B(\lambda)$, kujutab endast suhet b_b/b , mis näitab kui suur osa kogu hajumiskoeffitsiendist moodustab tagasihajumiskoeffitsient.

Kirjandusest võib leida palju erinevaid bio-optilisi mudeleid, mis kirjeldavad valguse hajumist (Morel, 1987; Stramski & Kiefer 1991; Zaneveld & Kitchen, 1994), kuid kõik nad on suuremal või vähemal määral ligikaudsed, kuna on raske arvesse võtta hajumise sõltuvust korraka nii osakeste kontsentratsioonist kui ka nende murdumisnäitajast, suurusjaotusest, kujust ja orientatsioonist. Kopelevich (1983) ning Haltrin & Kattawar (1991) pakkusid välja mudeli, kus hajumine valgust mitteneelavatelt osakestelt oli jaotatud kaheks komponendiks: 1) hajumine suurtelt osakestelt (1 µm suuremad orgaanilised osakesed, murdumisnäitajaga 1,03) ning lisaks 2) hajumine väikestelt osakestelt (mineraalsed osakesed, mis on väiksemad kui 1 µm, murdumisnäitajaga 1,15). Hajumis- ja tagasihajumiskoeffitsiendid arvutati valemitest :

$$b(\lambda) = b_w(\lambda) + b'_s(\lambda)C_S + b'_L(\lambda)C_L, \quad (1.9)$$

$$b_b(\lambda) = 0,5b_w(\lambda) + B_S b'_s(\lambda)C_S + B_L b'_L(\lambda)C_L, \quad (1.10)$$

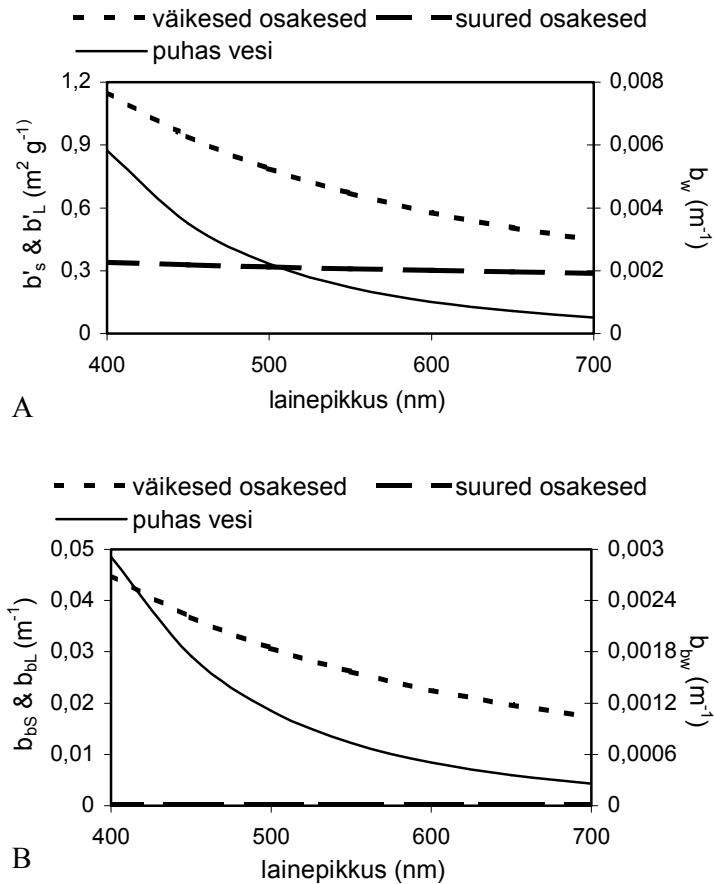
kus b_w tähistab puhta vee hajumiskoeffitsienti, B tagasihajumise efektiivsust, b'_s ja b'_L on vastavalt väikeste (*small*) ja suurte (*large*) osakeste erihajumiskoeffitsiendid ning C_S ja C_L väikste ja suurte osakeste kontsentratsioonid (g m^{-3}). Väikeste ja suurte osakeste tagasihajumise efektiivsused olid vastavalt $B_S = 0,039$ ja $B_L = 0,00064$. Erihajumiskoeffitsiendid avaldusid järgnevalt:

$$b'_s(\lambda) = 1,1513 \left(\frac{400}{\lambda} \right)^{1,7}, \quad (1.11)$$

$$b'_L(\lambda) = 0,3411 \left(\frac{400}{\lambda} \right)^{0,3}, \quad (1.12)$$

mis näitavad, et suurte osakeste hajumiskoeffitsiendi spektraalne sõltuvus on nõrgem, kui väikestel osakestel. Nende parameetrite spektrid on esitatud ka graafiliselt, joonisel 1.2. Näeme, et nii hajumis- kui ka tagasihajumiskoeffitsiendi spekter on suurte osakeste puhul “lame”. Väikeste osakeste puhul võib märgata aga spektri tõusmist lühemate lainepikkuste suunas — seega, mida väiksemad osakesed seda suurem on spektri tõus lühematel lainepikkustel. Oluline on ka, et puhta vee hajumiskoeffitsiendid on suhteliselt väikesed, võrreldes osakestega, s.t. ainult väga puhtas vees (avameri ja ookean) on kiirguse hajutamine vee poolt võrreldav või isegi suurem kui osakeste mõju kiirgusele. Suurte orgaaniliste osakeste ja väikeste mineraalsete osakeste mõju

hajumiskoeffitsendile on võrreldav, kuid produktiivsetes vetes, võib fütoplanktoni mõju olla palju suurem kui mineraalsete osakeste mõjust. Tagasihajumiskoeffitsendile on orgaaniliste osakeste mõju aga üldiselt mineraalsete osakeste mõjust palju kordi väiksem.



Joonis 1.2. Suurte (orgaaniliste) ja väikeste (mineraalsete) osakeste hajumisparameetrite spektraalne jaotus: A – erihajumiskoeffitsiendid ja B – tagasihajumiskoeffitsiendid. Võrdluseks on lisatud andmed puhta vee kohta.

1.3 Tuletatud optilised parameetrid

Loodusliku kiirguse (päikese otse- ja hajuskiirgus) kahanemise määramiseks vees sügavuse suurenemisel on defineeritud tema kiiritustiheduse vertikaalse nõrgenemise koeffitsient, $K_d(\lambda)$, (tihti kasutatakse ka terminit “difuusne nõrgenemiskoeffitsient”). $K_d(z, \lambda)$ nimetatakse **tuletatud optiliseks parameetriks**, sest lisaks vee optilistele omadustele sõltub ta ka valgustustingimustest veepinna kohal, s.o. pinnale langeva

kiirguse nurkjaotusest Allapoole suunatud kiirguse puhul on K_d määratav seosele (1.4) sarnase valemiga (Dera, 1992):

$$K_d(z, \lambda) = -\frac{1}{E_d(z, \lambda)} \frac{dE_d(z, \lambda)}{dz}, \quad (1.13)$$

kus $E_d(z, \lambda)$ on allasuunduva päikesekiirguse kiiritustiheduse väärtus lainepikkusel λ ja sügavusel z . Võrrandit (1.13) võib vaadelda kui lihtsat diferentsiaalvõrrandit, mis annab järgmise lahendi:

$$E_d(z, \lambda) = E_d(-0, \lambda) e^{-\int_0^z K_d(\xi, \lambda) d\xi}, \quad (1.14)$$

kus $E_d(-0, \lambda)$ on allasuunduv kiiritustihedus vahetult veepinna all (pärast valguskiirte murdumist). Kui veekeskkond on vertikaalselt optiliselt homogeenne, siis K_d ei sõltu z -st ja seosest (1.14) saame kogu veekihi, paksusega z jaoks:

$$E_d(z, \lambda) = E_d(-0, \lambda) e^{-K_d(\lambda)z}, \quad (1.15)$$

millest omakorda saame

$$K_d(\lambda) = -\frac{1}{z} \ln \left[\frac{E_d(-0, \lambda)}{E_d(z, \lambda)} \right]. \quad (1.16)$$

Siit järeldub, et monokromaatse kiiritustiheduse vähenemine sügavuse suurenemisel homogeeneses veemassis kujutab endast sirgjoont logaritmilises skaalas (eksponentsiaalne kahanemine). Selle joone tõus ongi K_d , mis osutub iseloomulikuks erinevat tüüpi vetele (Jerlov, 1976).

Kuna K_d kirjeldab kiirguse levimist vees on ta eriti oluline parameeter nii vee suhtelise läbipaistvuse, vees toimuvate biokeemiliste protsesside (fotosüntees, primaarproduksioon), kui ka põhjataimede ja –loomade leviku uurimisel.

Kirk'i (1994) järgi sõltub K_d antud lainepikkusel vee hajumis- ja neeldumiskoeffitsiendist:

$$K_d = \frac{1}{\mu_0} [a^2 + G(\mu_0)ab]^{0.5}, \quad (1.17)$$

kus μ_0 on valguskiire levimisnurka koosinus vahetult veepinna all. Funktsioon $G(\mu_0)$ iseloomustab hajunud kiirguse osakaalu kiirgusvoos ja sõltub pilvisusest ja veepinna seisundist.

Tuletatud optilistest parameetritest on kaugseire meetodite rakenduse seisukohalt eriti oluline valguse difuusne peegeldumiskoeffitsient, $R(z,\lambda)$, mis näitab alt üles ja ülalt alla suunatud kiiritustiheduste suhet sügavusel z :

$$R(z, \lambda) = \frac{E_u(z, \lambda)}{E_d(z, \lambda)}. \quad (1.18)$$

Üks osa veemassist tagasihajunud kiirgusest peegeldub “õhk-vesi” lahutuspinna tagasi vette, kuid teine osa tungib läbi veepinna atmosfääri. Seega koosneb veepinna kohal mõõdetud ülessuunduv kiirgus kahest komponendist: 1) pinnalt peegeldunud kiirgus ja 2) veemassist difuusselt tagasihajunud kiirgus. Optilise kaugseire tulemuste interpreteerimisel on vaja eristada need kaks komponenti. Satelliitmõõtmiste puhul satub kiirgusvastuvõtjasse lisaks ka atmosfäärist tagasihajunud päikesekiirgus, kusjuures veepinnalt ülessuunduv kiirgus on nõrgenenud läbides atmosfääri. Seega on tulemuste analüüsil vaja teha veel nn. “atmosfääri korrigeering”.
 Vahetult veepinna kohal ($z = +0$) on optilise kaugseire parameeter R_{rs} (*remote sensing reflectance*) leitav veest tagasihajunud heleduse (L_w) ja veepinnale langenud kiirgustiheduse, $E_d(+0,\lambda)$, suhtena (Mobley 1994, Mueller jt. 2002):

$$R_{rs}(+0, \lambda) = \frac{L_w(+0, \lambda)}{E_d(+0, \lambda)}. \quad (1.19)$$

Praktikas kasutatakse sageli vee spektraalseid heleduskoeffitsiente (Clark jt. 2002, Mueller 2002, Arst 2003), mis erinevad valemiga (1.19) väljendatut R_{rs} –st π -korda, mis on korrektne, kui veepinda vaadelda Lamberti pinnana (Morel & Gentili, 1991).

Valguse difuusne peegeldumiskoeffitsient vees R sõltub (samuti nagu K_d) kiirguse vettetungimise tingimustest (funktsiooni $Q(\mu_0)$ kaudu) ning tagasihajumis- ja neeldumiskoeffitsientidest (Mobley, 1994):

$$R = Q(\mu_0) \frac{b_b}{a + b_b}. \quad (1.20)$$

Valem (1.20) kehtib iga antud sügavuse ja lainepikkuse jaoks.

Seega, teades vee esmaseid optilise parameetreid võib leida tuletatud optilisi parameetreid, mis vastavad erinevatele uurimisvajadustele, või ka vastupidi - teades suhteliselt kergesti mõõdetavaid tuletatud optilisi parameetreid on võimalik teatud piires hinnata loodusliku vee neeldumis- ja hajumiskoeffitsiente, mis on otseselt seotud vees olevate ainete omadustega.

Kui soovitakse teada näiteks kiiritustihedust aga mingi spektrivahemiku (λ_1 kuni λ_2) kohta, siis on vaja spektraalsed väärtused integreerida üle lainepikkuste:

$$E(\lambda_1, \lambda_2) = \int_{\lambda_1}^{\lambda_2} E(\lambda) d\lambda. \quad (1.21)$$

Bio-optikas omab erilist tähtsust spektrivahemik 400 – 700 nm, mille piires asub peaaegu kogu fotosünteetiliselt aktiivne kiirgus, PAR. Et määrata $E(\text{PAR})$ on vaja integraali (1.21) piirideks võtta 400 ja 700 nm.

Tänapäevased optilised instrumendid võimaldavad mõõta spektraalseid neeldumis- ja hajumiskarakteristikuid nii *in situ* (välimõõtmised) veekogus kui ka laboris (<http://www.wetlabs.com/Products/05.05.2004>); (<http://www.hobilabs.com/products/05.05.2004>), siiski on need riistad üsna kallid ja sageli kasutatakse kaudseid meetodeid (valemid 1.17 ja 1.19) ja bio-optilisi mudeleid (Mobley, 1994).

Kaua aega oli aga okeanoloogilistes uurimustes ainsaks vee optilisi omadusi kajastavaks näitajaks Secchi ketas, millega mõõtis vee selgust esmakordselt 1865.a. astrofüüsik Pietro Angelo Secchi. Sügavust, kus nööri otsas vette lastud 30 cm läbimõõduga valge ketas kadus vaatleja silmist hakati hiljem nimetama *vee suhteliseks läbipaistvuseks* (z_{Secchi}).

See lihtne ja paljukasutatud moodus on tänapäevalgi sobiv vahend nii veekogude eutrofeerumise kui ka veealuse valgustatuse ligikaudseks hindamiseks. Kuna Secchi kettaga mõõtmisi on tehtud paljudes meredes ja järvedes juba pikka aega, siis saadud andmebaas on suur ja erinevate uurijate poolt saadud uusi andmeid saab võrrelda eelmistega.

Vaatama mõõtmiste lihtsustele pole aga Secchi ketta abil saadavad tulemused kergesti interpreteeritavad. Mõõtmisel fotosünteetiliselt aktiivse kiirguse piirkonnas (PAR) 400 – 700 nm peetakse oluliseks võrdset spektraalset tundlikust kogu uuritavas vahemikus. Secchi ketta näit aga põhineb inimese silma omadustel, mis on küll tundlik samas spektrivahemikus, kuid varieerub, olles maksimaalne 550 nm juures japraktiliselt null PAR piirkonna äärealadel. Lisaks võib erinevatel inimestel olla silma tundlikus erinev. Suhtelist läbipaistvust võib samuti pidada tuletatud optiliseks parameetriks, sest ta sõltub lisaks vee omadustele ka päikese kõrgusest (s.t. langeva kiirguse nurkjaotusest) ning tema väärtusi võib mõjutada näiteks laeva või kaldaäärse metsa vari (Kirk, 1994).

2 VEES SISALDUVAD OPTILISELT AKTIIVSED AINED JA NENDE OMADUSED

Looduslikes vetes sisaldub vähemal või rohkemal määral lisaaineid. Osa neist on võimelised neelama ja hajutama päikesekiirgust, selliseid aineid nimetatakse optiliselt aktiivseteks aineteks, OAA. Olulisemad on kolm OAA: vees lahustunud orgaaniline aine *LOA* (*dissolved organic matter, DOM*), mille optiliselt aktiivset fraktsiooni nimetatakse kollaseks aineks (*yellow substance, ka coloured dissolved organic matter, CDOM*), fütoplankton ja muu hõljum. Neeldumiskoeffitsiendi korral omandab valem (1.8) järgmise kuju:

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + a_{ys}(\lambda) + a_{ph}(\lambda) + a_t(\lambda) \quad (2.1)$$

kus indeksid “*w*”, “*ys*”, “*ph*” ja “*t*” tähendavad vastavalt puhast vett, kollast ainet, fütoplanktonit ja elutut hõljumit (e. *triptonit*). Seosele (2.1) analoogilised valemid kehtivad ka hajumiskoeffitsient $b(\lambda)$ ja nõrgenemiskoeffitsient $c(\lambda)$ jaoks. Optiliselt aktiivsed orgaanilised osakesed vees võivad olla “elavad” (vetikad jms.) või “elatud”. Viimane (seda nimetatakse *detriidiks*) koosneb erinevas lagunemisastmes olevatest taimsetest ja loomsetest produktidest e. veeorganismide elutegevuse jääkidest ja surnud organismide tükikestest. Tripton on üldnimetus hõljumi selle osa kohta, mis koosneb detriidist ning veekogu põhjast või kallastelt pärinevatest mineraalsetest osakekestest

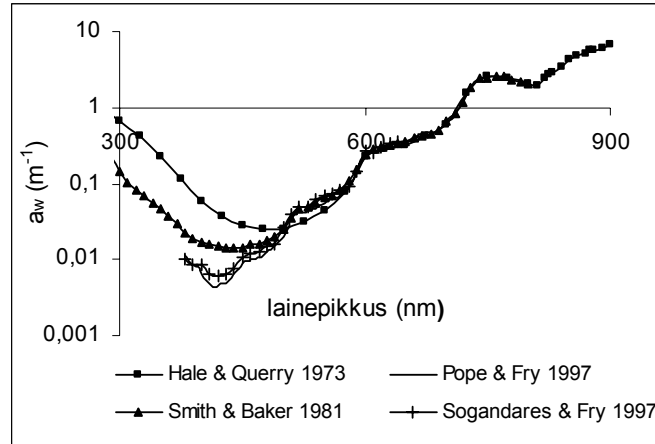
Kõikide OAA-de jaoks defineeritakse ka erineeldumiskoeffitsient, $a'(\lambda)$, mis näitab neeldumist aine ühikulise kontsentratsiooni kohta, samamoodi defineeritakse ka $b'(\lambda)$ ja $c'(\lambda)$.

2.1 Puhas vesi

Ideaalsel juhul peaks siin kirjeldama optiliselt ja keemiliselt puhta vee neeldumis-, hajumis- ja nõrgenemiskoeffitsientide väärtusi. Sellise vee saamine on aga tehniliselt komplitseeritud. Seda näitab fakt, et aegade jooksul on erinevad uurijad (Hale & Querry, 1973; Pope & Fry, 1997; Smith & Baker, 1981; Sogandares & Fry, 1997) saanud küllaltki erinevaid puhtale veele omaseid $a(\lambda)$ ja $c(\lambda)$ spektreid (joonis 2.1).

Laboratoorsetel mõõtmistel, kus looduslikku (lisaaineid sisaldavat) vett võrreldakse destilleeritud veega, eeldatakse, et viimane ongi see “täiesti puhas vesi”.

Sellest järeldub, et erilist tähelepanu tuleb pöörata destilleeritud vee kvaliteedile. Soovitav on kasutada kahekordselt destilleeritud vett ja võimalikult kiiresti pärast destilleerimisprotsessi lõppu ühtlustada veel veeproovi ja destilleeritud vee temperatuurid ning seejärel sooritada mõõtmised (Pope and Fry, 1997).



Joonis 2.1. Valguse neeldumiskoeffitsiendi spektraalne jaotus puhta vee jaoks erinevate autorite andmetel.

2.2 Kollane aine

Lahustunud orgaaniliseks aineks, LOA, loetakse orgaanilise aine fraktsiooni, mis läbib filtrit, kus poori läbimõõt on 0,2 μm . Märkime, et sellise filtri läbivad ka kolloidsed ühendid, mis kujutavad endast üliväikesi osakesi. Looduslikes vetes sisalduv LOA on tegelikult väga mitmete ainete segu ja eri veekogudes ja /või eri aastaegadel nende osakaal LOA-s võib muutuda (Dera 1992). Võib eristada kahte orgaanilise aine allikat: allohtoonne – väljaspool veekogu tekkinud ja hiljem sinna sissekantud orgaaniline aine ning autohtoonne – veekogus endas sünteesitud ained. Erinevalt tekkinud ained erinevad nii hulga, koostise kui ka omaduste poolest.

Veekogude vees olevatest LOA moodustab suurima osa nn. veehuumus. See koosneb peamiselt valgala pinnasest vihma- ja lumesulamisveega väljauhutud, ning jõgede ja ojade kaudu järvedesse transporditud, rasketilagunevatest humiainetest. Viimased on amorfsed tumeda värvusega happelised ühendid, mis algselt pärinevad maismaal kasvavatest taimedest.

Järves endas tekkiva LOA allikaks on põhiliselt fütoplankton. Fütoplanktoni poolt toodetud ained võivad vette sattuda kas vetikate aktiivsel ekskretsioonil

(ainevahetuse jääkide kõrvaldamine kehast), rakkude purustamisel herbivooride (toiduks pehmeid rohtjaid taimi tarvitav loom) poolt või rakkude lagunemisel bakteriaalsete ja viiruseliste parasiitide elutegevuse tulemusena.

< <http://www.zbi.ee/limno/AME/AME.htm> > (10.01.04)

Küllalt suur osa LOA komponentidest on optiliselt aktiivsed, mille mõjul vesi omandab kollaka või koguni pruunika varjundi, seetõttu nimetatakse optiliselt aktiivset LOA osa “kollaseks aineks”. Mereoptikute uurimisobjektiks on just kollane aine, kuna ta omab olulist mõju päikesekiirguse neeldumisele vees, ühtlasi muutes selle kiirguse spektraalset koosseisu.

On olemas analüütilised meetodid kollase aine üksikute komponentide kontsentratsioonide määramiseks looduslikes vetes, kuid selline tee on äärmiselt komplitseeritud ja aeganõudev (Dera 1992). Kui huviobjektiks on kollase aine valgustneelav mõju, siis iseloomustatakse selle aine hulka vees tema neeldumisspektri abil (harilikult valitakse välja mingi üks spektraalne väärtus, enimkasutatavad on lainepikkused 380, 400 ja 420 nm). Uurimused on näidanud, et kollase aine neeldumisspekter on küllalt hästi kirjeldatav eksponentfunktsiooni abil (Jerlov 1968, Bricaud jt. 1981, Mäekivi ja Arst 1996, Sipelgas jt. 2003):

$$a_{ys}(\lambda) = a_{ys}(\lambda_0)e^{-S_{ys}(\lambda-\lambda_0)} \quad (2.2)$$

kus $a_{ys}(\lambda)$ on kollasest ainest põhjustatud kiirguse neeldumiskoeffitsient lainepikkusel λ , $a_{ys}(\lambda_0)$ on sama mingil fikseeritud lainepikkusel λ_0 ja S_{ys} on nn. tõusuparameeter. Kollase aine neeldumisspektri laboratoorse määramise meetodit on lähemalt kirjeldatud Lisas I, Meetod 3.

2.3 Fütoplankton

Mõiste “plankton” võttis 1887. a. kasutusele saksa füsioloog V. Hensen, tähistades sellega kõiki elusaid ja surnud objekte, mis vees passiivselt hõljuvad ega suuda vastu seista hoovustele. Selline määratlus on aga ebakorrektn, sest vees hõljuvaks objektiks võib olla ka hukkuv laev. Hiljem hakati planktoniks (kreeka keeles “planktos” — rändlev, ekslev, hulkuv, triiviv) nimetama veekogus hõljuvate liikumisvõimetute või väikese liikumisvõimega organismide – plankterite – kogumit.

Plankton jaotub bakteriplanktoniks e. pishõljumiks, fütoplanktoniks e. taimhõljumiks ja zooplanktoniks e. loomhõljumiks. Fütoplankton (peamiselt vetikad) areneb vees fotosünteesi tulemusena, milline protsess vajab nii valgust kui ka toitaineid (peamiselt süsinik, lämmastik ja fosfor). Fütoplankton on veekogude primaarproduktiooni peamine allikas ning toiduahelate alglüli, tema hulk on erinevates veekogudes erinev ja varieerub aastaegade vaheldudes (Barnes & Mann., 1991). Sobivate tingimuste (veekogu temperatuur, toitainete üliküllus, piisav valgusenergia) kokkusattumisel võib veekogus tekkida vetikate vohamine (öeldakse, et “vesi õitseb”), mis rikub veekogu looduslikku tasakaalu ja erijuhtudel võib suurenda ka mürgiste vetikaliikide kontsentratsioon inimese tervist häirivate piirideni (Laugaste & Ott, 2004).

Nagu ka LOA, jagunevad vetikad mitmeteks liikideks ja alaliikideks. Igate vetikaliigile on iseloomulik teatud pigmentkoostis ja järelkult sõltub ka fütoplanktoni neeldumisspektri kuju temas sisalduvatest valgustneelavatest pigmentidest. Kõige olulisema tähtsusega pigment, mis osaleb vahetult fotosünteesis ja mida esineb kõigis rohelistes taimedes (sealhulgas vetikates ja tsünobakterites (sinivetikates)) on klorofüll *a*, millel on kaks neeldumismaksimumi 440 ning 675 nm ümbruses. Klorofüllü täiendpigmentid on: 1) klorofüll *b* (enam spetsiifiline rohevetikatele), mis omab neeldumismaksimume 470 – 490 nm ja 650 nm juures; 2) klorofüll *c* (enam spetsiifiline räni- ja pruunvetikatele) tema neeldumismaksimumid on 450 nm ja 630 nm ümbruses (Nõges, 1993, Kirk 1994). Teisteks tüüpilisteks pigmentideks on veel feopigmentid (fükobiliin, feofütiin) ja karotinooidid. Feopigmentid on klorofüllü laguproduktid, nende osakaal pigmentide hulgas väljendab kaudselt produktiooni ja laguprotsesside vahekorda vetikakoosluses. Karotinooidid on lisapigmentid, millede olemasolul tekivad täiendavad maksimumid fütoplanktoni neeldumisspektris (Laugaste jt., 1999). Feofütiinil on neeldumismaksimum 410 nm, karotinooidel 480 nm ja fükobiliinidel 500 – 600 nm juures (Nõges, 1993). Kuna kõiki neid pigmente määrata on väga aeganõudev ja ka keeruline, siis tavaliselt piirduakse vaid klorofüll *a* kontsentratsiooni määramisega (vt. Lisa I, Meetod 1).

Neeldumine. Fütoplankton eksisteerib vees rakkude kogumina, kusjuures rakkude suurus, kuju ja valgustneelavad omadused sõltuvad fütoplanktoni kontsentratsioonist. Seetõttu tekib nn. “*package effect*”, kus ühe massiühiku valgustneelav toime (s.t. erineeldumiskoeffitsient) sõltub fütoplanktoni kontsentratsioonist vees (Lindell jt, 1999; Kirk, 1994; Morel & Bricaud, 1981; Bricaud jt., 1995). Fütoplanktoni poolt

põhjustatud valguse neeldumise kirjeldamiseks on erinevad autorid leidnud üldistavaid valemeid, mis arvestavad seda efekti. Näiteks Bricaud jt. (1995) ja Strömbeck & Pierson (2001) pakkusid välja järgmist tüüpi valemeid:

$$a'_{ph}(\lambda) = A(\lambda)C_{chl}^{-B(\lambda)}, \quad (2.3)$$

kus A ja B on positiivsed, lainepikkusest sõltuvad parameetrid, millede väärtus sõltub erinevate fütoplanktoni liikide optilistest omadustest. Baranov (1979) ja Maritorea jt. (2000) soovivad veidi lihtsustatud seost, kus parameeter B ei sõltu lainepikkusest ($B = 0,65 - 0,67$), kuid üldpõhimõte — $\alpha'_{ph}(\lambda)$ sõltuvus klorofüllü kontsentratsioonist — on sama. Neeldumisspektrite mõõtmist on täpsemalt kirjeldatud Lisas I, Meetod 3.

Hajumine. Eeldades, et valguse põhiliseks hajutajaks vees on fütoplankton, pakkusid Gordon & Morel (1983) välja järgmise seose:

$$b(z, \lambda) = 0,3[C_{CHL}(z)]^{0,626} \left(\frac{550}{\lambda} \right), \quad (2.4)$$

kus $b(z, \lambda)$ on summaarne hajumiskoeffitsient lainepikkusel λ , $C_{CHL}(z)$ on klorofüll a kontsentratsioon sügavusel z . Veidi erineva tulemuse sai Morel (1980): kordaja 0,3 asemel oli 0,12 ja astmenäitajaks 0,63. Dekker (1993) sai Taani järvede andmeid analüüsidest seose:

$$b(z, 550) = 0,17(\pm 0,12)[C_{CHL}(z)], \quad (2.5)$$

seejuures väiksemad kordaja väärtused esinesid sügavates oligotroofsetes järvedes ja suuremad väärtused madalates eutroofsetes järvedes, kus vesi on sogane. Kuna fütoplanktoni rakud on suhteliselt suured võrreldes valguse lainepikkusega, ning nende murdumisnäitaja on lähedane vee omale, siis hajutavad nad kiirgust peamiselt kiire levimise suunas (valemid (1.9), (1.10)), ning spektraalne sõltuvus on nõrk (joonis 1.2). Fütoplanktoni neeldumisomaduste tõttu (neelavad rohkem sinises spektriosas) hajutavad nad rohkem pikema lainepikkusega kiirgust (Sathyendranath jt., 1989).

Tagasihajumine. Tagasihajumiskoeffitsient b_b omab erilist tähtsust optilise kaugseire mudelite koostamisel (Kutser 1997, Pierson ja Strömbeck 2001, Arst, 2003). Looduslikes vetes on tagasihajumiskoeffitsient üldiselt väike. Mõnede uurijate tulemuste põhjal on b_b ligikaudu $0,003 \text{ m}^{-1}$ ümbruses, kui $C_{chl} = 1 \text{ mg m}^{-3}$ ning $b_b = 0,015 \text{ m}^{-1}$, kui $C_{chl} = 20 \text{ mg m}^{-3}$ (Gordon jt. 1988, Carder jt. 1991,

Stramski & Kiefer 1991). Vetikavohangute ajal on sagedased b_b eriti suured väärtused (Kutser 2004). Näiteks eutrofeerunud Tuusulanjärvi (Soome) jaoks sai Kutser (1997) b_b keskmiseks väärtuseks $0,3 \text{ m}^{-1}$. Lainepikkuse suurenedes 400 nanomeetrit 700-le kahaneb b_b umbes 1,5 korda. Kopelevitš (1983) defineeris kaheksa erinevat ookeanivee tüüpi ja arvutas vastavad b_b väärtused. Tulemused näitasid b_b märgatavat sõltuvust lainepikkusest: $b_b(400)$ asus vahemikus $0,004 - 0,014 \text{ m}^{-1}$, $b_b(550)$ vahemikus $0,0012 - 0,007 \text{ m}^{-1}$ ja $b_b(700)$ vahemikus $0,0005 - 0,0044 \text{ m}^{-1}$. Ookeanivetes sõltub b_b väärtus peamiselt fütoplanktoni hulgast, kui üldjuhul on ta sõltuv ka klorofüllü mittedisaldavatest orgaanilistest osakestest ja mineraalsest hõljumist.

2.4 Tripton

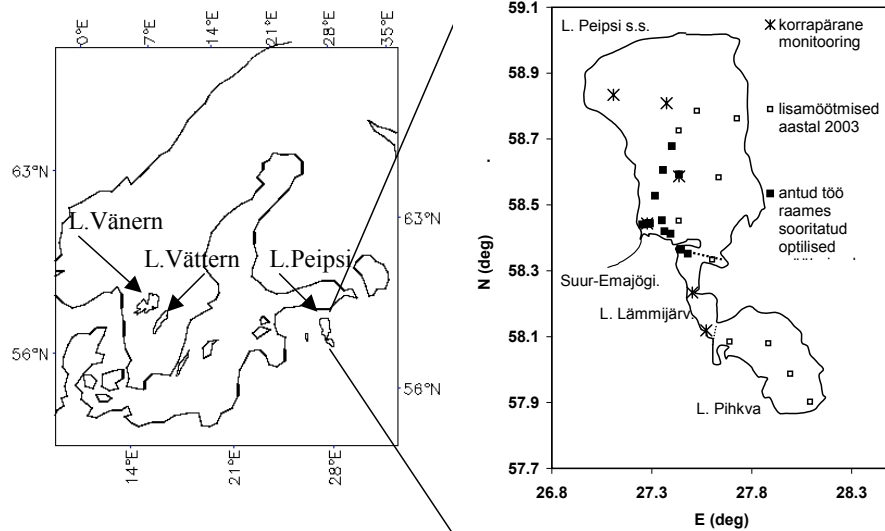
Triptoniks nimetatakse veekogude vees hõljuvad tahkeid surnud organismide tükikesi (detriiti) ja mineraalsed osakesi. Detriit pärineb planktonorganismidest ja veetaimedest, kuid seda kandub veekogudesse ka väljastpoolt, peamiselt mullaerosiooniproduktide ja reoveega. Detriidiosakeste mõõtmed võivad olla suurusjärgus $1 - 1000 \text{ } \mu\text{m}$, valdav osa on siiski väikesetel $1 - 5 \text{ } \mu\text{m}$ osakestel.

Detriidi neeldumisspektri kuju on sarnane kollase aine omaga ja on kirjeldatav eksponentfunktsiooni abil (Lisa III valem 2). Mitmete autorite uurimused näitavad, et vastav tõusuparameeter on üldjuhul piires $0,006 - 0,016 \text{ nm}^{-1}$ (Arst 2003). Detriidi hulk sõltub fütoplanktoni hulgast vees ja sageli käsitletakse tema hajumist koos fütoplanktoni hajumisega (Pierson ja Strömbeck, 2001). Ookeanivetes on päikesekiirguse hajumine põhjustatud peamiselt detriidi poolt. Detriidi kiirgusthajutavaid omadusi ongi uurinud mitmed teadlased (Gallie & Murtha, 1992; Jupp jt., 1994), kes tulid järeldusele, et vastavalt seosele λ^k on hajumine suur väikestel lainepikkustel, kuid hõljumi hulga kasvades suureneb hajumine ka pikalainelises spektriosas ning vee värvus võib omandada kollakaspruuni varjundi (Morel & Prieur 1977, Kirk 1994). Kuna detriidi koostis võib varieeruda küllaltki suurel määral, on tema erineeldumis- ja erihajumiskoeffitsientide määramise tulemused väga erinevad.

3 UURITUD JÄRVEDE ISELOOMUSTUS

3.1 Peipsi järv

Peipsi järv paikneb Eesti-Vene piiril ning on Euroopa suuruselt neljas järv Laadoga, Onega ja Vänerni järel (joonis 3.1).



Joonis 3.1. Peipsi järve asukoht võrreldes teiste suurte järvedega Euroopas ning töös kasutatud veeproovide ja optiliste mõõtmiste asukohad

Peipsi järv on üsna omapärase kujuga, ta koosneb kolmest selgesti eristuvast osast. Kõige põhjapoolsema ja suurima pindalaga on Peipsi s.s. (*sensu stricto*) 2611 km², mis moodustab kogu järve pindalast 73 %. Lõunapoolne osa on Pihkva järv pindalaga 708 km² (1/5 kogu järve pindalast). Neid kahte ühendab väinataoline Lämmijärv pindalaga ainult 236 km² (7 %). Vaatamata sellisele omapärale on Peipsi siiski ühtne veekogu, veevahetus järve kahe suure osa vahel on Lämmijärve kaudu väga intensiivne.

Järv on suhteliselt madalaveeline (tabel 3.1): kõigi kolme järveosa andmetest arvatud keskmine sügavus on ainult 7,1 m. Eriti madalad on Pihkva järv (keskmiselt 3,8 m) ja Lämmijärv (2,5 m), kuid samas asub Lämmijärve läbivas vagumuses Peipsi järve sügavaim koht 15,3 m. Peipsi s.s. on veidi sügavam kui järve teised osad — keskmine sügavus on 8,3 m, suurim 12,9 m.

< <http://www.galerii.ee/panoraam/eesti/teemad/peipsi/> > (10.01.2004)

Peipsi järv kogub oma vee väga ulatuslikult alalt, enam kui 47 800 km² suuruselt territooriumilt. Järvel on umbes 240 sissevoolu, välja voolab aga vaid Narva jõgi. Seega järv toitubki 84 % ulatuses jõgede veest ja 16 % moodustavad järve pinnale langevad sademete veed (Mäemets, 1977).

Vee omadused Peipsi järve eri osades on aga küllaltki muutlikud. Valdav osa toitainetest (lämmastiku- ja fosforiühendid) tuleb järve suurimate sissevoolude: Velikaja ja Emajõe veega, mille tulemusena on vee kvaliteet nende jõgede suudmealal on sageli ebarahuldav (Timm jt., 1994). Põhjakaare suunas jääb vee fosfori- ja lämmastikusisaldus siiski üha vähemaks, nagu ka nendest sõltuv, fütoplanktoni hulka näitav vee klorofüllilise ja orgaanilise aine sisaldus. (Haberman jt., 2000) Toitelisuselt kuulubki Peipsi järv eutroofsete (rohketoiteliste) järvede hulka, kusjuures Peipsi s.s. on mõningaid mesotroofseid (kesktoitelisi), Lämmijärvel aga düstroofseid (huumustoitelisi) jooni. Kõige kõrgema toitelisusega on Pihkva järv, mis oma näitajatelt vastab üsna hästi hüpertroofsele (ülitoitelisele) järvetüübile (Mäemets, 1977).

Juba ammustes aegadest on Peipsi järv tuntud oma kalarikkuse poolest, andes ametlikel andmetel 9000 – 11 000 tonni kala aastas. Samuti on järv üsna linnurikas, kus on nähtud üle 100 liigi vee- ja soolinde (Mäemets, 1977).

Peipsi (Eestile kuuluv osa) suurimaks rikkuseks on aga vaieldamatult järve suur mageveevaru — moodustades ligikaudu 89 % Eesti järvede veest — mis on perspektiivne veetagavara Kirde-Eesti linnadele (eelkõige Kohtla-Järve, Sillamäe, Narva). Nimelt nõuab kohalike veevarude defitsiit selles piirkonnas järve kui joogiveeallikaga arvestamist. Kaalutud on ka Peipsi järve vee kasutamist kogu Põhja-Eestile ja Tallinnale, kuid see on praegu oma aktuaalsuse kaotanud (Saava, 1999)

Järvel on oluline roll puhkemajanduse ja laevaliikluse seiskohalt ning samuti looduse ilmestamisel ja kohaliku kliima kujundamisel. Peipsi järv on olnud alates 1950 -ndatest aastatest pideva riikliku monitooringu objekt. Alates 1992 aastast toimuvad regulaarsed monitooringu-reisid 5 – 7 korda aastas, mille käigus kogutakse andmeid vee elustiku ja hüdroloogiliste parameetrite kohta järves.

<<http://www.seiremonitor.ee>> (05.05.2004).

3.2 Rootsi suurjärved Vänern ja Vättern

Vänern (59.0° N, 13.2° E) ja Vättern (58.7° N, 14.6° E) asuvad teineteisest umbes 80 km kaugusel Lõuna-Rootsis. Oma suuruselt on nad vastavalt kolmas ja viies järv Euroopas (tabel 3.1).

Tabel 3.1. Järvede morfoloogilised ja optilised karakteristikud (Nõges, 2001; Kvarnäs, 2001).

Parameeter	Peipsi-Pihkva	Vänern	Vättern
Pindala (km ²)	3555	5648	1856
Ruumala (km ³)	25	153	74
Pikkus (km)	152	140	136
Suurim laius (km)	47	75	31
Keskmine sügavus (m)	7,1	27	39,8
Suurim sügavus (m)	15,3	106	128
Saarte pindala (%)	0,8	4,1	2,2
* Klorofüll <i>a</i> (mg m ⁻³)	1,8 – 95	0,2 – 10,6	0,1 – 5,2
* Secchi sügavus (m)	0,4 – 4,8	2,0 – 7,9	6,5 – 15,0

* pikaajalise monitooringu tulemused

Vänern on eraldatud madala saarestikuosaga kaheks optilise omaduste poolest erinevaks basseiniks (Kvarnäs, 2001): põhjaosa on sügavam ja lahustunud orgaanilise hulk selles suurem kui madalamas ja sogasemas lõunaosas. Võrreldes järve praegust seisundit aga 1970. aastaga, on LOA kontsentratsioonid aga tunduvalt madalamad, tingituna eelkõige nii puidu- ja paberitööstusest heitvete vähenemisest, kui ka kohalike reoveepuhastusseadmete juurdeehitusest. Tänu orgaanilise aine reostuskoormuse vähenemisele on vee suhteline läbipaistvus võrreldes 1973.a. tulemustega suurenenud 2 m võrra. Fütoplanktoni ja temas sisalduva klorofüll hulga aga varieeruvad aastast-aastasse. Biomassi ja toitainete hulga järgi liigitatakse Vänern oligotroofsete (puhaste) järvede klassi, mistõttu on järvel suur tähtsus ka magevee varuna, andes joogivett rohkem kui 800 000 inimesele. < <http://www.vanern.s.se/> > (02.05.2004)

Vättern on väga sügav (maksimaalne sügavus 70m) ja kitsas ultra-oligotroofne järv (Kvarnäs, 2001), mille kaldad järsud ja kaljused ning ainus suur (800 elanikuga) saar on 14 km pikkune Visingsö. Väikese valgala tõttu avaldavad sissevoolava vee sesoonsed muutused nõrka mõju vee kvaliteedile ning täielik veevahetus järves toimub 60 aastaga. Paati meenutava kuju tõttu esinevad aga Vätternis sagedased tuulepuhangud, mis tekitavad tugevaid järvehoovusi ning need omakorda mõjutavad järvesette levikut. Loomulikult on ka Vätternil kui ultraoligotroofsel järvel suur tähtsus magevee joogiallikana. <http://www.ilec.or.jp/database/eur/deur15.html> (02.05.2004).

3.3 Väiksemad Eesti, Soome ja Rootsi järved

Eesti Mereinstituut koostöös Helsingi Ülikooli Geofüüsika instituudiga on kogunud suure andmebaasi Eesti ja Soome väikejärve optiliste omaduste kohta (Reinart, 2000; Arst, 2003). Käesoleva töö jaoks on kasutatud mõningaid andmeid sellest andmebaasist, et võrrelda Peipsi järve vee omadusi teiste järvedega. Sooritud on ka uusi mõõtmisi mitmetel teistel väiksematel Eesti, Soome ja Rootsi järvedel (nimed loetletud tabelis 3.2). Antud järvede keskmised optiliste omaduste varieeruvuse piirid võib leida tabelist 5.1 ning veetüüpide jaotuse peatükist 5.2.

Tabel 3.2 Võrdluseks kasutatud väikejärved.

Eesti järved, aastatel 1994 – 2002	Koorküla Valgjärv, Kurtna Nõmmjärv, Nohipalu Valgjärv, Paukjärv, Uljaste, Verevi, Võrtsjärv, Ülemiste
Eesti järved 2003. a.	Karsna, Kirikumäe, Nohipalu Valgjärv Plaani Külajärv, Tamula, Vadsa
Soome järved, aastatel 1994 – 2002	Enajärv, Lohjanjärvi, Päijänne, Pääjärvi Tuusulanjärvi, Valkekotinen, Vesijärvi
Soome järved 2002. a.	Degerssjön, Enajärvi, Kirmusjärvi, Kivijärvi, Lohjanjärvi, Löytty, Mustalahti, Pitkajärvi, Pusulanjärvi, Puujärvi, Tämakohtu, Vahermanjärvi
Rootsi järved 2003. a.	Älmeshultasjön, Åsnen, Fiolen, Furusjön, Helgasjön, Holmeshultasjön, Ingarpasjön, Klintsjön, Kyrkesjön, Lillsjön, Lädjasjön, Sjörtorpasjön, Solgen, Stråken, Svanåsasjön, Sörsjön, Tjurken, Vallsjön, Vedåslövssjön, Övden

Uuritud järvede toitelus varieerub oligotroofsest hüpertroofseni, ning nende vee läbipaistvus 6,5 m (Päijänne) kuni 0,2 m (Võrtsjärv). Eelnevalt uuritud Eesti ja Soome järvede andmete alusel on koostatud väikejärvede vee optiline klassifikatsioon (Reinart jt. 2003), mida on rakendatud antud töös ka Peipsi järvele ning teistele väiksematele järvedele (tabel 5.3).

4 MEETODIKA JA APARATUUR

4.1 Veeproovide analüüsimine

Välitööd Peipsi järve optiliste omaduste uurimiseks viidi läbi 11.-18. juunil, 26. juunil, 18. augustil ja 4. novembril 2003 aastal. Veeproove koguti samadest Peipsi järvest punktidest, kus sooritati valgusmõõtmised (16 – 19 analüüsi sõltuvalt parameetrist). Käesolevas töös on kasutatud aga ka aastatel 2001 – 2003 Peipsi järve-monitoringu raames kogutud andmeid (79 – 84 veeproovi, sõltuvalt parameetrist), et saada suurem ajaline ja ruumine kattuvus (joonis 3.1).

Veeproovid võeti vee pindmisest kihist (0,2 m) ja neid hoiti enne filtreerimist (2 – 4 tundi) jahedas ja pimedas. Veeproovide kogumisega samaaegselt mõõdeti ka Secchi kettaga *vee suhteline läbipaistvus*, Z_{Secchi} .

Klorofüllü kontsentratsiooni C_{CHL} määramiseks filtreeriti kõigepealt 0,5 – 1,0 liitrit vett läbi Whatmani GF/F klaaskuidfiltrile ning ekstraheeriti etanoolis. Spektromeetriga mõõdeti neeldumine ekstraktis lainepikkustel 665 ja 750 nm vastavalt ISO 10260 (1992(E)) standardile. Meetodi täpne kirjeldus on esitatud Lisas I (Meetod 1).

Koguhõljumi kontsentratsioon C_{TSS} määrati gravimeetriselt (0,1 mg täpsusega) pärast 0,5 – 1,0 liitrit koguse vee filtreerimist läbi eelnevalt kaalutud ja seejärel kuivatatud Whatman GF/F filtrite. *Mineraalne hõljum* C_{SPIM} leiti peale filtrite 30 - minutilist põletamist 550° C juures ning seejärel arvutati *orgaanilise hõljumi kontsentratsioon*, C_{SPOM} . Meetodi täpsem kirjeldus on esitatud Lisas I, Meetod 2.

Kollase aine neeldumiskoeffitsiendi (a_{ys}) määramisel filtreeritati vesi esmalt läbi Whatman GF/F filtri (poori läbimõõt 0,6 – 0,7 μm) ning seejärel omakorda läbi Millipore filtri (poori läbimõõt 0,2 μm). Järgnevalt mõõdeti vahemikus 300 – 900 nm *PERKIN ELMER Lambda 40 UV/VIS spektromeetriga* filtreeritud proovi optiline tihedus destilleeritud vee suhtes. Saadud tulemusele tehti hajumise korrigeerimine (Davis-Colley ja Vant, 1987) ning arvutati spektraalne neeldumiskoeffitsient, millest on võimalik leida a_{ys} vajalikul lainepikkusel (Lisa I, Meetod 3). Käesolevas töös on kasutatud lainepikkusi 380, 400 ja 420 nm, mis võimaldab võrdlusi erinevate autoritega ning tulemuste hilisemat rakendamist bio-optilistes mudelites. Peipsi andmebaas sisaldab 94. analüüsitud veeproovi.

Fütoplanktoni a_{ph} ja triptoni a_t neeldumise määrati vastavalt GF/F filtritelega kogutud hõljumi ja NaO_2Cl pleegitatud hõljumi optilise tiheduse mõõtmisel puhta niisutatud filtri suhtes (*PERKIN ELMER Lambda 40 UV/VIS spektromeeter*, vahemik 400 – 750 nm). Meetodi üksikasjalikum kirjeldus on toodud Lisas I, Meetodis 4.

Samasugust analüüsimisstrateegiat on rakendatud ka Soome (12 veeproovi), Eesti (6) ja Rootsi (20, ainult OAA) väikejärvede 2002 – 2003 veeproovidele. Vänerni (kokku 48 väärtust) ja Vätterni (kokku 22 väärtust) korral on neid meetodeid kasutatud alates 1999. aastast ning saadud tulemusi on osaliselt publitseerinud Pierson ja Stömbeck (2000), Strömbeck (2001), Reinart jt. (2002).

4.2 Valgusmõõtmised

Veealuseid kiirgusmõõtmisi sooritati kahe instrumendiga. Esimene neist on *GER 1500 spektromeeter*, mis võimaldab (2 nm lahtusvõimega) mõõta nii ülalt-alla kui ka alt-üles suunduvat kiirgust lainepikkuste vahemikus 350 – 1000 nm. *GER 1500* tundlikus on madalaim spektri sinises piirkonnas ($6,0 \cdot 10^{-10} \text{ cm}^{-2} \text{ nm}^{-1} \text{ sr}^{-1}$), mistõttu kiirgusmõõtmisi lühematel lainepikkustel kui 400 nm ei kasutata. Kõigepealt mõõdeti difuusselt peegeldava *Spectralon* plaadi nadiirisuunaline kirkus (L_s), mille järgi hinnati veepinna ülalt allasuunduv kiiritustihedus (E_d) (täpsem kirjeldus Lisas III). Seejärel mõõdeti koheselt veest ülesuunduv kirkus (L_{wu}) musta toru abil, mille ots ulatub vahetult veepinna alla (nii välditakse veepinnalt peegeldunud päikese otsekiirguse ja taeva hajuskiirguse sattumist kiirgusvastuvõtjasse). Lõpuks arvutati vastavalt valemile (1.19) kaugseires kasutatav vee heleduskoeffitsient R_{rs} (Lisa II ja III). Samasugused veesisesed ja veepealsed mõõtmised on tehtud ka Vänernil (26) ja Vätternil (15) (Strömbeck 2001). Seadmega *GER 1500* on Peipsil tehtud ainult 3 veesisesest mõõtmist Peipsis, sest mõõtesüsteemi oli võimalik kasutada vaid suurelt laevalt. Madalas vees mõõtmisteks kasutati *GER 1500* ainult veepinna kohal.

Teiseks instrumendiks veealuste kiirgusprofiilide määramiseks Peipsi järves (kokku 8 punktis) oli kolmekanaline (412, 555, 665 nm) radiomeeter BIC-2104 koos kahe PAR sensoriga (mõõdavad ühikuteks: $\mu \text{ Einstein m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), millest üks mõõdab vees ja teine vee pinnal. Mõõtevahend on kergesti käsitsetav ja sobilik mõõtmisteks isegi väga madalates veekogudes (vähemalt ~20 cm). Andmed salvestatakse mõõtmise käigus koos sügavuse ja temperatuuri andmetega sülearvutisse. Väärtused korrigeeriti

kiirguse muutlikuse suhtes (Virta & Blanco-Sequeiros 1995), nii nagu ka varasematel mõõtmistel LI-1800 UW Eesti ja Soome väikejärvedes (Reinart ja Herlevi, 1999).

Seejärel määrati vastavalt lähendusvalemile (1.16) $K_d(\lambda)$ ja $K_{d,PAR}$ väärtused 0,5 – 2 m paksuses veekihi. Determinatsioonikoefitsiendi väärtused olid kõikidel juhtudel kõrgemad kui 0,97.

Lisaks eelpool kirjeldatud *valgusmõõtmistele* on töös kasutatud andmeid ka Eesti ja Soome väikejärvede optiliste omaduste andmebaasist (kogutud aastatel 1994-2000 Eesti Mereinstituudi optika töörühma ja Helsinki Ülikooli Geofüüsika osakonna poolt). Alla- ja ülessuunatud kiirguse kiirustiheduse spektraalse jaotuse ($W\ m^{-2}\ nm^{-1}$) mõõtmiseks oli kasutatud spektraalselt kiirgusmõõtjat LI-1800 UW (LI-COR Corp., USA), mille mõõtepiirkond vees on 300 – 800 nm. Spektri skaneerimine toimus 2 nm intervalliga. Lõpliku spektri saamiseks skaneeriti üle terve spektri viis korda igal mõõdetaval sügavusel ja tulemus keskmistatati ning korrigeeriti pinnalelangeva kiirguse muutlikkuse suhtes (Reinart ja Herlevi 1999, Herlevi 2002). Nendest mõõtmistest arvutati samuti valemi 1.16 järgi $K_d(\lambda)$ ning 1.18 järgi $R(\lambda)$.

4.3 Tagasihajumiskoeffitsiendi mõõtmised

Hydroscat-6 (HOBILabs Inc., USA) on mõõteaparatuur, mis on varustatud kõige vajalikuga loodusvete tagasihajumiskoeffitsiendi b_b mõõtmiseks kuuel erineval lainepikkusele: 442, 470, 510, 589, 620 ja 671 nm. Igast kanalist saadetakse kõigepealt vette valguskiir, mille tagasihajunud osa ($90^\circ - 180^\circ$) registreeritakse samas spektrikanalis paikneva detektoriga. *Hydroscat-6* sisaldab lisaks ka sügavusandurit, võimaldades seega määrata b_b vertikaalset profiili kuni 300 m sügavuseni. Peipsis mõõdeti b_b profiilid 13 korral kuni sügavuseni 9,5 m.

Tagasihajumiskoeffitsiendi väärtused on tundlikud valguse nõrgenemise suhtes, mis võib olla tingitud nii lahustunud kui hõljuvast ainest vees. Suure LOA hulgaga vete jaoks soovitatud korrigeerimine <<http://www.hobilabs.com/products/manuals/manuals.html>> (2004) osutus aga ebapiisavaks, kui vees on lisaks ka suhteliselt palju hõljumit, nagu näitas Strömbeck (2001) Rootsi järvede korral. Tema poolt järvede jaoks spetsiaalselt kohandatud korrigeerimis skeem (täpsem kirjeldus Lisas III) vajab lisaandmeid kõigi peamiste hajutajate ja neelajate kohta antud veekogus (kas mõõdetud või sobiva mudeliga määratud). Peipsi andmete jaoks olid vajalikud lisaandmed mõõdetud ainult

kolmel korral ning selle järve jaoks puudub ka töötav bio-optiline mudel. Seetõttu on töös esitatud ainult mõned näited, mis annavad Peipsi vete hajumisomaduste esialgse kirjelduse, kuid andmete põhjalikum analüüs on võimalik hiljem, kui on kogutud täiendavaid andmeid.

5 TULEMUSED JA ARUTELU

5.1 Optiliselt aktiivsed ained ja nende omavahelised korrelatsioonid

Vee suhtelise läbipaistvuse ning optiliselt aktiivsete ainete mõõtmisandmed erinevates järvedes on esitatud tabelis 5.1. Märkime, et lisaks antud töö raames kogutud andmetele on kasutatud ka aastatel 2001 – 2003 järve riikliku monitooringu käigus kogutud andmeid (<http://www.seiremonitor.ee/> 05.05.2004; Nõges 2004, isiklik kontakt). Nagu eespool mainitud, võrdluseks Peipsi järvega on samasuguseid mõõtmisi sooritatud ka teistes Eesti, Soome ja Rootsi järvedes ning tabelis 5.1 on tervikpilt koondandmetest.

Tabel 5.1. Erinevate ekspeditsioonide mõõtmistulemuste alusel saadud karakteristikute keskmised väärtused koos standardhälvetega.

	Peipsi <i>N</i> = 94	Vänern* <i>N</i> = 48	Vättern* <i>N</i> = 22	Rootsi * <i>N</i> = 20	Soome** <i>N</i> = 63	Eesti** <i>N</i> = 54
C_{CHL} , mg m ⁻³	27,9 ± 17,1	3,6 ± 1,5	1,8 ± 0,6	2,2 ± 3,0	13,7 ± 14,2	20,8 ± 20,4
C_{TSS} , g m ⁻³	8,5 ± 5,9	1,2 ± 0,4	0,6 ± 0,2	3,0 ± 2,6	5,9 ± 7,3	6,6 ± 5,6
C_{SPIM} , g m ⁻³	3,9 ± 6,1	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,1	1,1 ± 2,0	0,3 ± 0,2 [♣]	1,2 ± 1,5 [♣]
C_{SPOM} , g m ⁻³	5,3 ± 4,0	0,8 ± 0,3	0,4 ± 0,1	1,9 ± 1,3	3,2 ± 1,7 [♣]	2,2 ± 1,6 [♣]
$a_{ys(380)}$, m ⁻¹	6,9 ± 3,9	3,6 ± 1,3	1,0 ± 0,2	12,3 ± 7,6	7,8 ± 4,3	5,0 ± 3,2
$a_{ys(400)}$, m ⁻¹	4,6 ± 2,7	2,7 ± 1,0	0,8 ± 0,2	8,3 ± 5,3	6,6 ± 2,8	3,8 ± 3,6
<i>Secchi</i> , m	1,7 ± 1,0	4,0 ± 0,6	9,1 ± 0,4	2,3 ± 1,3	2,4 ± 1,6	2,7 ± 1,8

*mõõtmised sooritatud 1999 ja 2002.a.

** mõõtmised 1994 – 2003. a.

♣ mõõtmised 2003.a.

Tabelist näeme, et vee suhteline läbipaistvus on kõige väiksem Peipsi järves, mis tähendab, et võrreldes teiste järvedega on Peipsi vesi märgatavamalt sogasem. Samuti on OAA kontsentratsioonid seal tunduvalt muutlikumad, mis on tingitud Peipsi järveosade erinevusest. Sellest annab tunnistust näiteks klorofüll *a* keskmine kontsentratsioon, mis 2003. aasta juuni ja augusti optiliste mõõtmiste ajal, mil veeproove koguti ainult Peipsi s.s. Eestile kuuluvalt territooriumilt ja Lämmijärvest oli tunduvalt väiksem (12,7 ± 14,8 mg m⁻³) kui järves üldiselt esineb (tabel 5.1 ja tabel 5.2). Märkimisväärne on C_{CHL} väärtuste erinevus 2003.a. juunis ja augustis tehtud mõõtmiste ajal (tabel 5.2). Käesolevas töö kasutatud lisaandmete (aastad 2001 – 2003) põhjal on aga klorofüll *a* sisaldus Peipsi järves 29,0 ± 18,3 mg m⁻³. Viimane tulemus on küll mõnevõrra suurem varasema kümne aasta (1992 – 2001) keskmisest väärtusest 24,1 mg m⁻³, kuid see erinevus on tingitud 2002. aastal

erakordselt soodsatest ilmastiku ja hüdroloogilistest tingimusest, mis põhjustasid järves sinivetikate vohamist (Laugaste & Nõges, 2002).

Keskmine koguhõljumi kontsentratsioon (C_{TSS}) Peipsi järves oli $8,5 \pm 5,9 \text{ g m}^{-3}$, mis on märgatavalt suurem Rootsi järvede Värneri ja Vätterni tulemustest (tabel 5.1), kuna madalas Peipsis seguneb vesi tuule ja lainetuse mõjul kergesti ning hõljum satub järve põhjast vee ülemistesse kihtidesse. Kolmekümne Eesti ja Soome järve jaoks (aastatel 1994-2003) kogutud andmed näitasid et ainult kuuel järvel oli klorofüllü keskmine sisaldus üle 25 mg m^{-3} ja 11 järvel saadi koguhõljum suurem kui 10 g m^{-3} . Seega saame öelda, et Soome järvede C_{TSS} ja C_{CHL} keskmised väärtused on lähedased Peipsi s.s. keskmiste tulemustega (tabel 5.1 ja tabel 5.2), samas kui Eesti järvede keskmised väärtused on kooskõlas kogu Peipsi akvatooriumil mõõdetud väärtustega (tabel 5.1) Rootsi oligtroofsetes suurjärvedes Vätternis ja Vänernis vetikate vohamisi aga praktiliselt esine, mistõttu ongi klorofüll *a* ja hõljumi sisaldus neis järvedes võrreldes Peipsiga mitmeid kordi väiksem (tabel 5.1).

Feopigmentide (klorofüllü laguneproduktide) suur kontsentratsioon $13,2 \pm 12,8 \text{ mg m}^{-3}$ võrreldes vastavate klorofüllü väärtustega on põhjustatud sellest, et 2003.a. toimusid mõõtmised pärast fütoplanktoni kevadist (maikuist) arengu maksimumi, mil klorofüll oli jõudnud juba lagunema hakata, augustis aga esines Peipsi s.s. järves paigutine veeõitseng (tabel 5.2).

Tabel 5.2. Klorofüll *a* ja feopigmentide (klorofüllü laguneproduktid) kontsentratsioonid Peipsi s.s. ja Lämmijärve 2003.a. erinevatel ekspeditsioonidel.

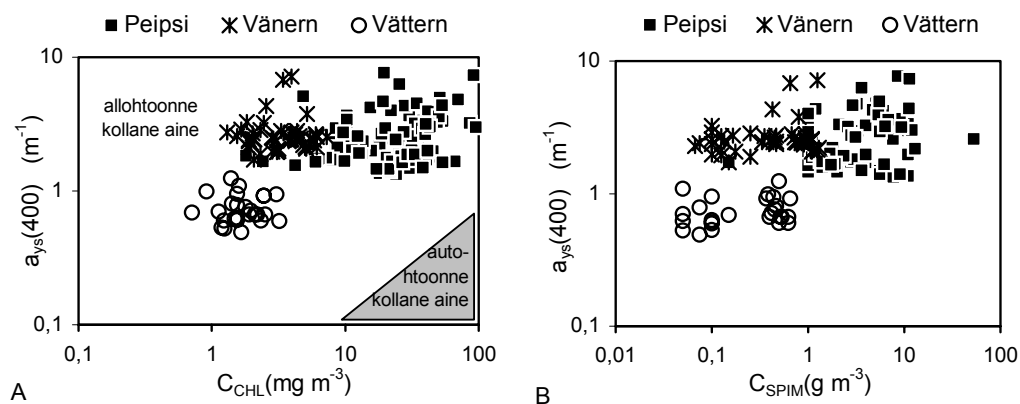
	$C_{CHL}, \text{ mg m}^{-3}$	$C_{FEO}, \text{ mg m}^{-3}$	$C_{CHL} + C_{FEO}, \text{ mg m}^{-3}$
juuni algus	$6,4 \pm 3,0$	$5,0 \pm 1,8$	$11,4 \pm 4,5$
juuni lõpp	$5,0 \pm 3,0$	$12,1 \pm 5,7$	$15,3 \pm 8,7$
august	$28,4 \pm 19,1$	$25,8 \pm 16,2$	$53,9 \pm 21,5$
2003.a. keskmine	$12,7 \pm 14,8$	$13,2 \pm 12,8$	$25,8 \pm 23,1$

Võrreldes kõiki meie poolt erinevates mõõtmispunktides (2003.a.) saadud tulemusi (11 jaama juunis ja 6 jaama augustis) on näha selgelt ajaline muutlikkus – juunis on C_{CHL} (keskm) = $5,8 \text{ mg m}^{-3}$ ja $C_{CHL} + C_{FEO}$ väärtuste keskmine $13,1 \text{ mg m}^{-3}$, augustis on vastavad näitajad $28,1$ ja $53,9 \text{ mg m}^{-3}$. Maksimaalne väärtus oli juunis C_{CHL} ja $C_{CHL} + C_{FEO}$ jaoks vastavalt $12,4$ ja $25,4 \text{ mg m}^{-3}$ ning augustis $56,5$ ja $91,3 \text{ mg m}^{-3}$. Samasugune ajaline muutlikkus ilmnis ka juunis Kallaste linna läheduses ja augustis Varnja küla juures (mõlemal juhul $\sim 1 \text{ km}$ rannajoonest) võetud veeproovide

analüüsimisel — klorofüll a keskmiseks tulemuseks olid vastavalt 10 ja 64 mg m⁻³ (Arst jt., 2004, isiklik kontakt)

Uurides seoseid erinevate optiliselt aktiivsete ainete vahel, selgub, et vastavalt Davies-Colley ja Vant (1987) poolt esitatud seosele ($a_{ys}(400)$ vs. C_{CHL}) on Peipsi järve kollane aine, nagu ka Vänernis ja Vätternis, peamiselt allohtoonse (veekogu välise) päritoluga (joonis 5.1A). Kollase aine $a_{ys}(400)$ ja C_{SPIM} vahel Peipsis korrelatsioon puudub ($R^2 = 0,08$), sest suured C_{SPIM} väärtused võivad esineda kõikjal järve ulatuses peale tugevamaid tuuli, kuid jõgedega sissekantud lahustunud orgaaniline aine ei segune nii kiiresti (joonis 5.1B).

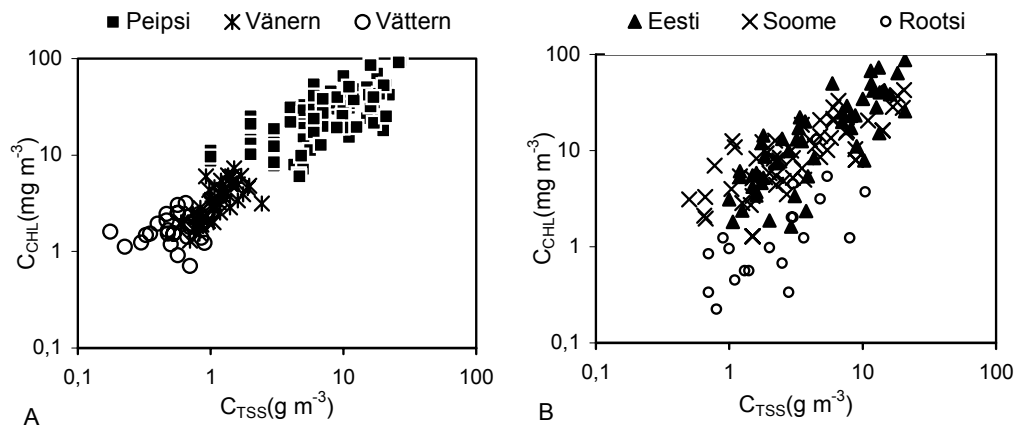
Vänernis ja Vätternis (joonis 5.1B) vastab suuremale mineraalse hõljumi C_{SPIM} väärtusele ka suurem kollase aine väärtus, mis tähendab, et mineraalse hõljumi kontsentratsioonid on suuremad nii jõgede suudmealadel, kui ka kallaste lähedastest piirkondades. Peipsi s.s. puhul olid mineraalse hõljumi väärtused aga kõikides mõõdetud punktides suhteliselt ühesugused, mis viitabki juba eelpool mainitud asjaoludele, et Peipsis sõltub C_{SPIM} peamiselt veekogu sügavusest ja tuulest, mitte aga jõgedega sissevoolavast veest.



Joonis 5.1. Erinevate optiliselt aktiivsete ainete vahelised korrelatsioonid. (A) kollane aine ja klorofüll ja (B) kollane aine ja mineraalne hõljum.

Klorofüll a osa koguhõjumis moodustas Peipsi s.s vees 2003 aasta andmete põhjal 0,1 – 0,3 % ning nende omavaheline determinatsioonikoeffitsient (R^2) oli 0,64, näidates, et fütoplankton moodustab olulise osa hõljumist (joonis 5.2A). Rootsi puhtaveeliste järvede Vänerni ja Vätterni puhul on vastav determinatsioonikoeffitsent ainult 0,36 ja 0,05 (joonis 5.2A). Logaritmilises skaalas moodustavad suurete järvede

andmed ühtse seose $\log(C_{CHL}) = 0,092 \log(C_{TSS}) + 0,559$, mille detreminatsiooni-koefitsient $R^2 = 0,832$. Erinevate väikejärvede andmetest (joonis 5.2B) selgub, et R^2 väärtused on suure C_{CHL} sisaldusega Soome ja Eesti järvedes vastavalt 0,63 ja 0,64, kuid palju madalam väikestes Rootsi järvedes ($R^2 = 0,17$), kus kollase aine sisaldused on ka keskmisest suuremad $a_{ys}(380) = 12,3 \text{ m}^{-1}$. Sellise suure varieeruvuse üheks põhjuseks on asjaolu, et klorofüll a hulk fütoplanktoni rakkudes muutub vananedes ja on erinev erinevate valgustingimuste ja toitainete kättesaadavuse korral.



Joonis 5.2. Erinevate ekspeditsioonide käigus mõõdetud klorofüll ja koguhõljumi omavaheline korrelatsioon. (A) Euroopa suurjärved ning (B) teised Eesti, Soome ja Rootsi järved.

Üldkokkuvõtena võime öelda, et Peipsi keskmised OAA kontsentratsioonid ületavad mitmeid kordi Rootsi suurjärvede Vänerni ja Vätterni vastavaid tulemusi, kuid on võrreldavad teiste Eesti, Soome ja Rootsi järvedega, kus vee suhteline läbipaistvus on samades piirides, nagu enamikel juhtudel Peipsis (ligikaudu 2 – 3 m).

5.2 Veetüüpide optiline klassifikatsioon

Reinart jt. (2003) ja Herlevi (2002) on näidanud, et Eesti ja Soome järved saab kolme OAA (fütoplanktoni, hõljumi ja kollase aine) kontsentratsiooni alusel jagada viide erinevate optiliste omadustega järvevete tüüpi: *Selge* (Clear), *Mõõdukas* (Moderate), *Sogane* (Turbid), *Väga sogane* (Very turbid) ja *Pruun* (Brown).

Kasutades sama klassifitseerimise meetodit käesolevas töös, saadi järgnevad tulemused (tabel 2): Peipsi järvevesi kuulub mitmesse erinevasse tüüpi: 94 mõõtmisest 42 % kuulus *Mõõdukasse* tüüpi; ühtemoodi 26 % nii *Selgesse* kui ka

Sogasesse tüüpi; *Väga sogasesse* ja *Pruuni* veetüüpi kuulusid aga 5 %. Vätterni vesi (22 mõõtmistulemust) kuulub täielikult *Selgesse* tüüpi; Vänern vesi (48 mõõtmistulemust) kuulub 94 % ulatuses samuti *Selgesse* tüüpi ning ülejäänud 3 mõõtmise põhjal vastvalt *Mõõdukasse* tüüpi. Teiste võrdluseks kasutatud järvevete jaotumine erinevatesse tüüpidesse on samuti esitatud tabelis 5.3.

Tabel 5.3. Järvevete jagunemine erinevate optiliste veetüüpide vahel.

	Mõõtmiste üldarv	<i>Selge</i> <i>C</i>	<i>Mõõdukas</i> <i>M</i>	<i>Sogane</i> <i>T</i>	<i>Väga sogane</i> <i>V</i>	<i>Pruun</i> <i>B</i>
Peipsi	94	26 %	42 %	26 %	3 %	2 %
Vänern	48	94 %	6 %	–	–	–
Vättern	22	100 %	–	–	–	–
Rootsi	20	30 %	30 %	–	–	40 %
Soome	63	49 %	33 %	8 %	5 %	5 %
Eesti	54	30 %	32 %	11 %	6 %	22 %

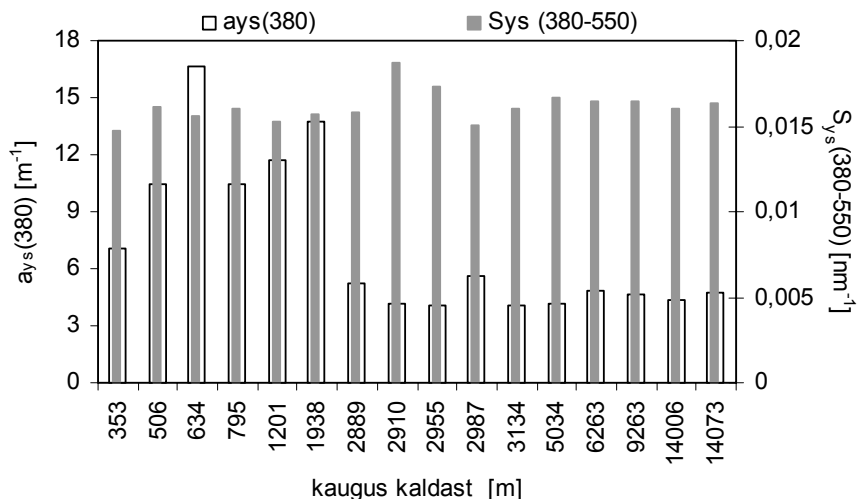
Lisaks võis Peipsi veetüüpide vahel märgata ka Peipsi veetüüpide suur ajalist ja ruumilist varieeruvust. Näiteks *Puhtassse* veetüüpi kuuluvad veeproovid olid kogutud Peipsi avaosas peale kevadisi (mais toimuvaid) vetikaõitsenguid, samas kui *Sogasesse* tüüpi kuuluvad Lämmijärve veeproovid koguti vastavalt augustis, septembris ja isegi novembris, mil järves võis esineda suur sügisene veeõitseng e. fütoplanktoni sügisene arengumaksimum (Nõges, 2001). Näidatud optiliste omaduste varieeruvus on osaliselt mõjutatud ka veeproovide kogumisest. *Väga sogase* ja *Pruuni* tüübi madal esinemissagedus Peipsil viitab asjaolule, et veeproove on kogutud peamiselt järve avaosast. Märgime, et ka varasemad Peipsi järve uuringud (Kutser, 1997 ja Nõges, 2001) näidanud selgelt vee läbipaistvuse põhja-lõuna suunalist varieeruvust.

5.3 Kollase aine mõju valguse neeldumisele vees

5.3.1 Neeldumiskoeffitsient ja tõusuparameeter

Kollase aine mõju veealusele valgusväljale Peipsi järves on võrreldud suurte Rootsi järvede, Vänerni ja Vätterniga, samuti ka 41 väikejärvega Eestis, Soomes ja Rootsis (Reinart jt. 2004, Lisa II). Kasutatud on Peipsi järvest 2003. a kogutud veeproove: Suure-Emajõe suudmest järve avaosas suunas (0,5 – 15 km), samuti Lämmijärvest ning Piirissaare ümbrusest (joonis 5.3). Veeproovid töödeldi lisas I kirjeldatud meetoodika

(Lisa I, Meetod 3) kohaselt, määrates $a_{ys}(\lambda)$ ja tõusuparameetri S_{ys} . Vastavad tulemused on esitatud joonisel 5.3.



Joonis 5.3. Kollast ainet iseloomustavad parameetrid Peipsi järve erinevates punktides.

Kaldast kaugemal kui 1,9 km osutus kollase aine neeldumiskoeffitsient (seega ka tema hulk) suhteliselt väikeseks, $a_{ys}(380)$ oli vastavalt 4,1 — 5,6 m^{-1} , mis jääb pisut väiksemaks varasemate aastate jooksul mõõdetud paljude Eesti ja Soome järvede keskmisest - 6,6 m^{-1} (Sipelgas jt., 2003). Suurim $a_{ys}(380)$ oli Suure-Emajõe suudmealale kõige lähemas punktis (asub 634 m kaugusel kaldast, joonisel 5.3), kuid suhteliselt suured kollase aine neeldumiskoeffitsiendi väärtused saadi samuti Suure-Emajõe suudmest ligikaudu 12 km kaugusel asuva Piirissaare ümbruses. Võrreldes saadud tulemusi (tabel 5.1) teiste meie poolt uuritud järvedega, näeme et Peipsi vesi sisaldab keskmiselt 2 korda rohkem lahustunud värvunud orgaanilist ainet kui Vänern ja 7 korda rohkem kui Vättern.

Tõusuparameeter S_{ys} määrati spektripiirkonna 380-550 jaoks mõõdetud $a_{ys}(\lambda)$ väärtuste alusel, $S_{ys}(380-550)$ jäi vahemikku 0,015 – 0,019 nm^{-1} . Selline tulemus on heas kooskõlas varem avaldatud S_{ys} väärtustega Eesti järvede kohta, 0,006 – 0,030 nm^{-1} (Mäekivi ja Arst 1996, Sipelgas jt. 2003). Süstemaatilist tõusuparameetrite varieeruvust sõltuvalt kaugusest jõe suudmest ei ilmnenud. Selgeveeliste Vänerni ja Vätterni $S_{ys}(380 - 550)$ väärtused on küll veidike väiksemad teiste järvede omast, kuid ka neis järvedes ilmneb üsna suur tõusuparameetrite varieeruvus. Varem avaldatud

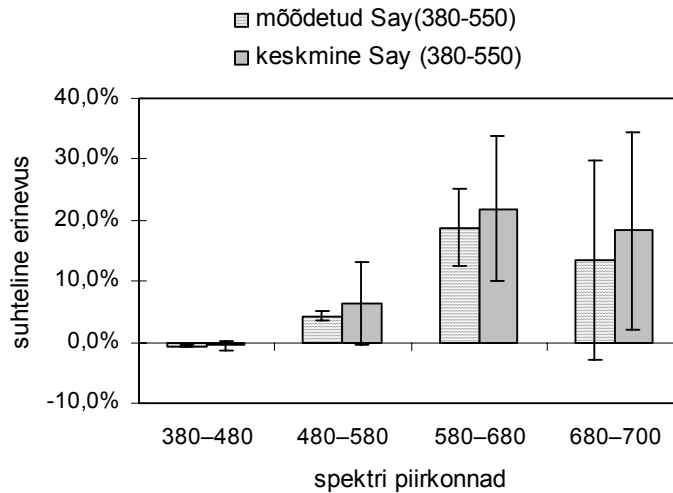
andmetes on Vätterni järves keskmiseks S_{ys} väärtuseks $0,017 \text{ nm}^{-1}$ (Strömbeck, 2001), mis on suurem meie mõõtmise käigus saadud keskmisest. Strömbeck kasutas analüüsimiseks 15 veeproovi, mille $S_{ys}(380-550)$ varieerus vahemikus $0,009 - 0,033 \text{ nm}^{-1}$, seega meie tulemused jäävad selle vahemiku sisse (Stömbeck, 2004 (isiklik kontakt)). Väikseim S_{ys} väärtus Peipsi järves oli kaldale kõige lähemas punktis (punkt 353 m joonis 5.3), kuid selle ühe punkti alusel ei saa järeldada et seal tõepoolest esineb teistest mõõtepunktidest erinevat tüüpi lahtustunud orgaaniline aine. Looduslikes vetes on saadud tõusuparameetrite väärtusi väga laias vahemikus, alates $0,004 \text{ nm}^{-1}$ kuni $0,053 \text{ nm}^{-1}$, oletatavasti sõltudes veekogu ja sissevoolavaid jõgesid ümbritseva pinnase, veekogu tüübi, bioloogiliste protsesside ja aastaegade keerukast koosmõjust (Aas, 2000).

Sipelgas jt. (2003) näitasid, et tõusuparameeter sõltub suuresti ka sellest, millise spektripiirkonna jaoks ta on arvatud. Näiteks võib $350 - 550 \text{ nm}$ asemel vahemikus $350 - 750 \text{ nm}$ arvatud tõusuparameeter olla esimesest $\sim 30\%$ väiksem, kuna siis paljudel juhtudel eksponentfunktsioon ei kirjelda küllalt hästi spektraaljaotust ja aeglane kahanemine piirkonnas $550 - 700 \text{ nm}$ toob kaasa lähendi, kus kaldeparameeter on suhteliselt väike. Neeldumisspektrite korrigeerimiseks kasutavad erinevad autorid erinevaid spektraalseid sõltuvusi, kus parameeter g varieerub 0 ja 2 vahel (Lisa I, Meetod 3), mille tõttu võivad S_{ys} väärtused varieeruda $10 - 20\%$ (Sipelgas jt., 2003).

5.3.2 Neeldumisspektri modelleerimine

Töös hinnati ka eksponentfunktsiooni sobivust $a_{ys}(\lambda)$ spektraalse käigu modelleerimiseks Peipsi järves. Spektrid modelleeriti kahel viisil: mõlemal juhul oli baasvalemiks (2.2), kuid esimesel juhul kasutati modelleeritud spektrite saamiseks mõõdetud tõusude keskmist väärtust $0,0162 (\pm 0,0009) \text{ nm}^{-1}$, teisel juhul aga arvutati iga uus spekter kasutades konkreetselt mõõdetud spektrile vastavat tõusuparameetrit. Nendest spektri “üksikjuhtudest” määrati keskmine modelleeritud spekter. Võrreldes saadud tulemusi mõõdetutega näeme, et spektri sinises osas on mõlemad mudelspektrid väga lähedased mõõdetud väärtustele (joonis 5.4). Teistes spektripiirkondades olid erinevused suuremad (ligikaudu 20%) ning konstantse S_{ys} kasutamine tõstab tulemuste standardviga kuni 42% . (Meenutame, et tõusuparameeter arvutati spektriosas $380-550 \text{ nm}$). Üldiselt annab eksponentsiaalne

mudel mõõtmistest veidikene suuremad tulemused piirkonnas 380–480 nm, kuid samas ülehindab tegelike väärtusi teistes spektripiirkondades (kuni 40 %). Eeldatavasti võivad suurematel lainepikkustel ($\lambda > 600$ nm) veada kasvada mitmekordseteks, kuna $a_{ys}(\lambda)$ absoluutväärtused on siin kõigis Peipsi järve veeproovides väga väikesed.



Joonis 5.4. Modelleeritud ja mõõdetud kollase aine neldumisspektrite suhteline erinevus ($(a_{\text{mod}} - a_{\text{mes}}) / a_{\text{mes}} \cdot 100\%$) kahe erineva tõusuparameetri korral. Sambad näitavad keskmist väärtust ja vertikaaljooned standardhälvet.

Erinevad autorid kasutavad oma bio-optilistes mudelites kollase aine neeldumiskoeffitsientide erinevatel lainepikkustel. Käesolevas töös on võrreldud omavahel $a_{ys}(420)$ ja $a_{ys}(380)$, kusjuures kasutatakse ainult GF/F filtritega saadud tulemusi. Tabelist 5.4 näeme, et antud lainepikkustel mõõdetud neeldumiskoeffitsientide vahel esineb väga hea korrelatsiooniga lineaarne seos. Seost (2.2) võib kasutada neeldumiskoeffitsiendi arvutamiseks mingil lainepikkusel, kui on teada tõusuparameeter ja a_{ys} mõnel teisel lainepikkusel. Niiviisi on leitud $a_{ys}(420)$ väärtused kogu andmebaasi jaoks, teades $a_{ys}(380)$ väärtusi ja samadest spektritest leitud tõusuparameetreid. Võrreldes mõõdetud ja arvatud $a_{ys}(420)$ väärtusi näeme, et nendevahelise seose determinatsioonikoeffitsient on väga kõrge ($R^2 = 0,999$), kuid vaid juhul, kui iga spektri jaoks kasutada tema oma tõusuparameetrit. Konstantse tõusuparameetri (kogu mõõdetud andmebaasi keskmine on $0,0152 \text{ nm}^{-1}$) kasutamisel jääb korrelatsioon siiski kõrgeks ning suhteline viga võrdub varasema empiirilises seoses esinenud veaga ($0,13 \text{ nm}^{-1}$ tabelis 5.4). Eelnevast tuleneb soovituslik järeldus kasutada bio-optilistes mudelites igal erijuhul nii täpseid tõusuparameetreid kui

võimalik ning samas arvestada asjaoluga, et eksponentsiaalse lähendi kasutamisene põhjustab hinnatavate $a_{ys}(420)$ väärtuses ikkagi ligikaudu 10 % vea.

Tabel 5.4. Lineaarse regressiooni parameetrid mõõdetud $a_{ys}(420)$ (Y) ja arvutatud (X) tulemuste puhul ($N=102$)

X:	Seos	R^2	Std. viga
$a_{ys}(380)$ mõõdetud	$Y=0,499(\pm 0,002)X-0,087(\pm 0,023)$	0,998	0,13
$a_{ys}(420)=a_{ys}(380)\exp(-S_{ay}*40)$	$Y=0,880(\pm 0,003)X$	0,999	0,08
$a_{ys}(420)=a_{ys}(380)\exp(-0,0152*40)$	$Y=0,918(\pm 0,005)X-0,087(\pm 0,023)$	0,997	0,13

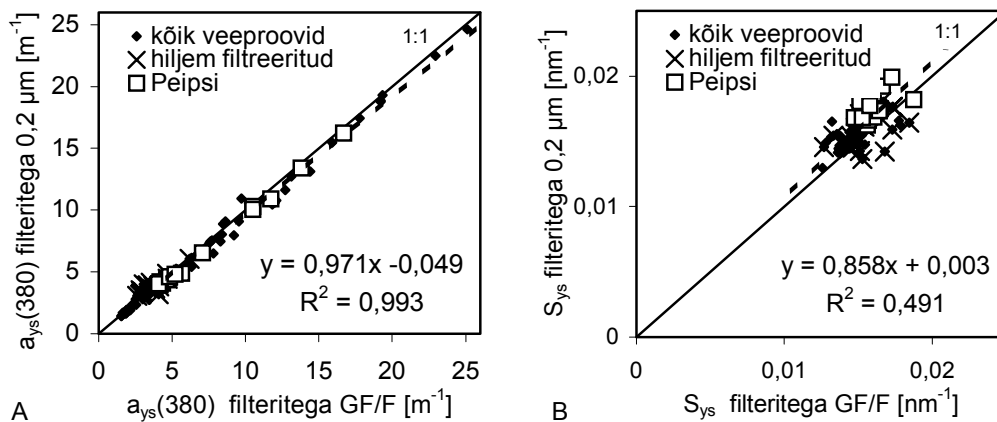
Analüüsid erinevate järvede 462 filtreeritud veeproovi näitasid Sipelgas jt. (2003), et väiksem erinevus modelleeritud ja mõõdetud spektri vahel saadakse kui tõus arvutatakse üle suhteliselt kitsa lainepikkuste intervalli (350 – 700 nm asemel 350 – 500 nm), sõltumata seejuures hajumiskorrektsooni meetodist. Mudelite puhul, mis saadud kogu *PAR* piirkonna jaoks (400 – 700 nm) esines neis tulemustes enamasti neeldumise ülehindamine punases piirkonnas (ligikaudu ± 40 %), mis on väga sarnane Peipsi järve tulemustega. Looduslike vete summaarne neeldumiskoeffitsient punases spektripiirkonnas on aga suurel määral mõjutatud puhta vee enda neeldumiskoeffitsiendist, seega võib eelpoolmainitud $a_{ys}(\lambda)$ vigu seal vaadelda üldiselt ebaolulistena. Erandiks on veed, millel $a_{ys}(380) > 6,3 \text{ m}^{-1}$, sest sellisel juhul muutub $a_{ys}(600)$ suuremaks kui vee enda neeldumiskoeffitsient selles ribas ($0,22 \text{ m}^{-1}$, Pope ja Fry, 1997). Seetõttu on vastavad vead olulised just Peipsi kaldavete (kuni 2,5 km kaugusel kaldast) bio-optilises modelleerimises.

5.3.3 Erinevate filtrite sobivus neeldumiskoeffitsiendi määramiseks

Kollase aine valgust neelavate omaduste määramiseks on vaja kasutada filtreid poori läbimõõduga $0,2 \mu\text{m}$, mis garanteerib, et filtrit läbivad ainult LOA ja kolloidid. Juhul, kui uuritav vesi sisaldab olulisel määral fütoplanktonit ja/või muid osakesi, toimub filtri ummistumine nende osakestega ja mõõtmist pole võimalik läbi viia. Seetõttu tuleks teha kahekordne filtreerimine – algul suuremapoorilise filtriga ja hiljem $0,2 \mu\text{m}$ filtriga. Praktikas on kasutanud erinevad autorid erinevate pooridega filterid (Bricaud jt., 1995; Davies-Colley & Vant, 1987; Sipelgas jt., 2003). Käesolevas töös tehti katseid, et määrata kollase aine neeldumiskoeffitsiendi väärtuste muutlikkust seoses erinevate filtrite kasutamisega. Selleks filtreeriti kõik veeproovid: Peipsi (16), Vänern (21), Vättern (12), Rootsi väikejärved (20) ja Soome (12) ning Eesti järvede (6) veeproovid esmalt läbi GF/F filtri (poori läbimõõt $0,6-0,7 \mu\text{m}$) ning seejärel läbi filtri, kus poori läbimõõt oli $0,2 \mu\text{m}$ (Lisa II).

Kahekordsel filtreerimisel saadi GF/F filtriga võrreldes keskmiselt 4 % väiksemad neeldumiskoeffitsiendi väärtused, kusjuures vastavate tulemuste omavaheline korrelatsioon oli väga kõrge, $R^2 > 0,99$ (joonis 5.5A). Erinevus on suurim vetes, kus $a_{ys}(380)$ on väiksem kui $2,5 \text{ m}^{-1} (\pm 20 \%)$, põhjuseks arvatavasti suhteliste mõõtmisvigade suurenenud väärtused. Siiski, puhtaveelistes järvedes võib nõrgenemine aga vees tekkinud mikromullikeste poolt põhjustatud lisahajumise tõttu suurenda ning kahekordne filtreerimine võib seega anda isegi suuremaid neeldumiskoeffitsiendi väärtusi kui GF/F filter (Gege 2000). Sogaste vete puhul annab aga kahekordne filtreerimine alati väiksemad $a_{ys}(380)$ väärtused kui GF/F filtriga (nagu eespool öeldud, umbes 4%). See tulemus on väga heas kooskõlas Sipilgas jt. (2003) poolt saadud hinnangutega (3 – 4,5%).

Tõusuparameetri väärtused muutuvad kahe erineva poori läbimõõduga filtrite kasutamisel saadud andmebaaside vahel korrapäratumalt (joonis 5.5B). Kahekordse filtreerimise puhul saadi Peipsis suurem tõus ($0,0176 \pm 0,0009 \text{ nm}^{-1}$), ainult GF/F filtrite puhul oli tõus $0,0162 \pm 0,0007 \text{ nm}^{-1}$. Suurte Rootsi järvede veeproovid filtreeriti teistkordselt selle võrdluse jaoks alles kaks kuud hiljem ja nende korral olid erinevused suuremad kui teiste veeproovide korral (joonis 5.5), mis ilmselt oli tingitud vahepeal moodustunud kolloidmaterjalist (standardviga 0,002).



Joonis 5.5. Erinevate filtrite (GF/F ja 0,2 µm) kasutamisel saadud tulemused Eesti, Soome ja Rootsi järvedes, A: mõõdetud kollase aine neeldumiskoeffitsientid $a_{ys}(380)$ nm ja B: mõõdetud tõusuparameetrid $S_{ys}(380-550)$.

Negatiivse vabaliikme väike väärtus erinevate filtreerimismeetodite kasutamisel saadud neeldumiskoeffitsientide regressioonvõrrandis (joonisel 5.5A) ja positiivne vabaliige vastavate tõusuparameetrite võrrandis (joonisel 5.5B) viitab aga tõepoolest sellele, et mingi hulk osakesi, mis jäävad vette GF/F filtritega filtreerimisel, kaovad sealt pärast veeproovi filtreerimist läbi 0,2 µm pooriga filtri (siis on vees vähem osakesi ja need on väiksemad).

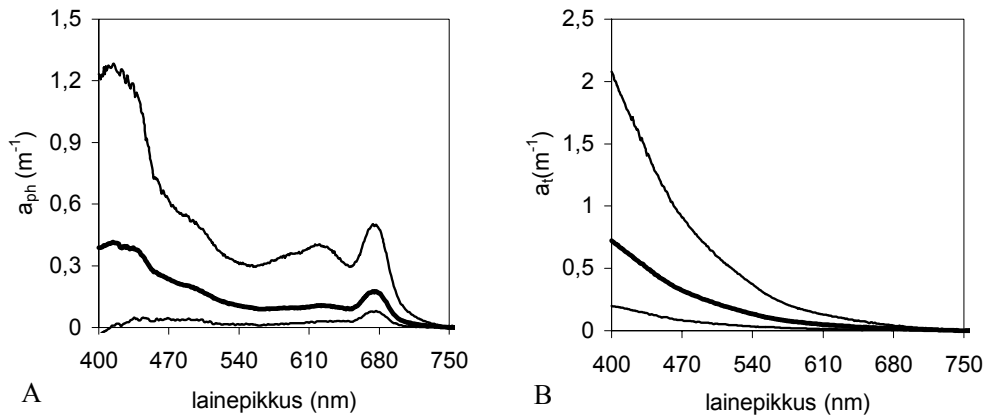
5.4 Fütoplankton ja tripton

5.4.1 Valguse neeldumine

Lisaks kollasele ainele neelavad valgust veel ka vees hõljuvad osakesed: fütoplankton ja detriit. Kuigi Peipsi vees hõljub ka suurel hulgal mineraalseid osakesi, võib oletada, et nende mõju valgusväljale ilmneb peamiselt hajutamisenä ja need osakesed valgust oluliselt ei neela ($a_t \approx 0$) (Haltrin ja Kattawar, 1991; Pierson ja Strömbeck, 2001). Peipsi vees leiduvate osakeste (fütoplankton ja tripton) neeldumisspektrid on mõõdetud veeproovidest (kõigi kolme OAA määramiseks võeti proove samadest punktidest), mis töödeldi Lisas I kirjeldatud metoodika (Meetod 4) kohaselt. Antud meetodiga pole aga võimalik eristada mineraalseid osakesi muudest mitteklorofüllilistest osakekestest, mis jäävad peale pleegitamist filtrile. See pole probleemiks Vänerni ja Vätterni veeproovide korral, kus mineraalse hõljumi hulk on väga väike (alla 1 g m⁻³) (Strömbeck, 2001). Nii on võimalik Rootsi suurjärvede jaoks eeldada, et mõõdetud neeldumine on tingitud peamiselt detriidist, s.t. $a_d(\lambda) = a_t(\lambda)$. Siiski võivad mineraalsete osakeste valgust neelavad omadused, $a_t(\lambda)$, olla olulised Peipsis, kus hõljumi kontsentratsioon on suhteliselt suur ja hästi varieeruv (järve ulatuses $3,9 \pm 6,1$ g m⁻³).

Käesolevas töös leitud fütoplanktoni ja triptoni maksimaalsed, minimaalsed ja keskmised neeldumiskoeffitsientide spektrid on esitatud joonisel 5.6. Oletades, et mineraalosakeste mõju valguse neeldumisele on tühiselt väike, võivad saadud triptoni spektrid olla lähedased Peipsi järve detriidi spektritele. Veeproovid, mis andsid fütoplanktoni ja triptoni minimaalsed väärtused, olid mõlemad kogutud 2003.a. juunis Peipsi s.s. avaosas (punktidest 9263 m ja 14006 m, joonis 5.3). Kollase aine hulk nendes mõõtmispunktides oli samuti väike, vastavalt $a_{ys}(380) = 4,38$ m⁻¹ ja $a_{ys}(380) = 4,07$ m⁻¹, vee suhteline läbipaistvus oli mõlemal korral ~ 2 m. Mõlemad

maksimaalsed väärtused saadi aga punktis 1201 m (joonis 5.3), kus oli ühtlasi ka suur kollase aine hulk: $a_{ys}(380) = 10,9 \text{ m}^{-1}$ ja madal vee suhteline läbipaistvus (0,5 m).

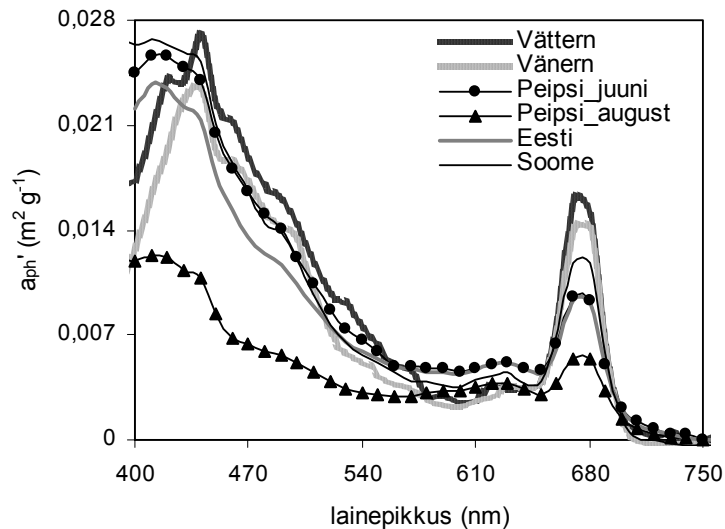


Joonis 5.6. Fütoplanktoni (A) ja triptoni (B) neeldumiskoeffitsientide maksimaalsed, minimaalsed ja keskmised väärtused määratuna Peipsi järve veeproovidest.

Võrreldes fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiente, mis on määratud Vänernis ja Vätternis ning ka Peipsi erinevaid veeproove omavahel (joonis 5.6 ja lisa II, joonis 7A), näeme et spektri kujus on märgatav erinevus piirkonnas $\sim 620 \text{ nm}$. Selline tulemus võib olla tingitud mitmesugustest Peipsi s.s. järves domineerivadest rüni- ja sinivetikate pigmentidest: klorofüll *c* (*enamasti spetsiifiline ränivetikatele*) omab neeldumismaksimumi 630 nm ümbruses. Sinivetikad on vetikaliikide hulgal Peipsis küll teisel kohal ränivetikate järel, kuid ületavaid ränivetikaid biomassi poolest suvel ja varasügisel, seega just perioodil kui toimusid 2003. a. Peipsi optika väliekspeditsioonid. Mainimist väärib ka asjaolu, et erinevatest sinivetika perekondadest, vaid üht — 3 mm läbimõõduga kerajast koloniaalset vetikat *Gloeotrichia echinulata* — leidub *ainult* Peipsi s.s. ja sedagi valdavalt lääneosas (Laugaste jt, 1999), kus toimusid ka käesoleva töö mõõtmised. Sinivetikate indikaatorpigment *cyanophycocyanii* omab neeldumismaksimumi samuti just 624 nm ümbruses (Dekker, 1993). Peipsis, erinevalt Vänernist ja Vätternist, avaldab neeldumisspektritele mõju nii fütoplanktoni hulga kui ka selle liigilise koostise varieerumine.

Erineeldumiskoeffitsiendi leidmiseks jagati $a_{ph}(\lambda)$ väärtused vastavate järvede $C_{CHL} + C_{FEO}$ kontsentratsiooniga. Fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendi, $a_{ph}'(\lambda)$,

keskmised väärtused Peipsis ja teistes suurtes järvedes ning väiksemates Eesti (6 mõõtmist) ja Soome (10 mõõtmist) järvedes on toodud joonisel 5.7.



Joonis 5.7. Keskmised fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsiendid erinevates Euroopa järvedes. Peipsi järve kohta on suure klorofüllü varieeruvuse tõttu esitatud vastavalt juuni ja augusti keskmised tulemused.

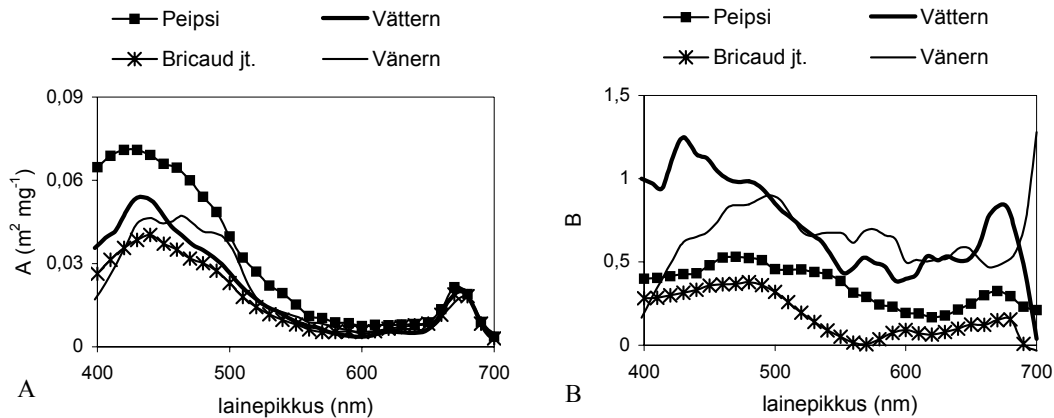
Fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsent üldiselt väheneb klorofüllü hulga suurenedes (Bricaud jt., 1995). Antud efekt on tuleb hästi välja ka Peipsi järves (joonis 5.7), kus juunikuu ja augusti klorofüllü kontsentratsioonid (keskmine iga kuu jaoks, tabel. 5.2) olid oluliselt erinevad.

Samal ajal sõltub $a_{ph}'(\lambda)$ oluliselt ka fütoplanktoni pigmentkoostisest. Jooniselt 5.7 on näha, et klorofüll a neeldumismaksimumi juures, mis asub lainepikkusel 675 nm, on Vänerni ja Vätterni erineeldumiskoeffitsendid oluliselt suuremad, kui teistes uuritud järvedes. Esimene neeldumismaksimum 440 nm juures ilmneb selgelt samuti just selgeveelistes Vänernis ja Vätternis, kuid teistes järvedes on see laiemalt jaotunud piirkonda 400–450 nm, viidates halvematele valgustingimustele ning seega suuremale lisapigmentide olemasolule fütoplanktoni rakkudes.

Bio-optilistes mudelites on fütoplanktoni spektraalne neeldumiskoeffitsent kirjeldatud kahe parameetri A ja B abil (valem 2.3) (Bricaud jt. 1995). Parameeter A iseloomustab a_{ph}' väärtust ühikulise $C_{CHL} + C_{FEO}$ kontsentratsiooni kohta ning parameeter B vastavalt $a_{ph}'(\lambda)$ spektraalseid muutusi kooskõlas $C_{CHL} + C_{FEO}$ kontsentratsiooni tõusuga. Märkige, et need parameetrid määrasid Rootsi järvedes tehtud mõõtmiste

alusel ka Strömbeck ja Pierson (2001). A ja B spektraalseid väärtusi saab leida järgnevalt: fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsientide $a_{ph}'(\lambda)$ ja $C_{CHL} + C_{FEO}$ graafikul leitud astmefunktsiooni kordaja annabki tulemuseks A ning funktsiooni astendaja vastavalt B .

Peipsi, Vätterni ja Vänerni jaoks määratud A ja B spektrid on esitatud joonisel 5.8. Võrdluseks on näidatud ka Bricaud jt. (1995) poolt saadud A ja B väärtused.



Joonis 5.8. Parameetrid A ja B (valemis 2.3.1) Euroopa järvedes võrrelduna Bricaud jt. (1995) andmetega. (A) – parameeter A , (B) – parameeter B .

Jooniselt 5.8 näeme, et kuigi Peipsi jaoks määratud parameeter A ületab veidi vastavaid Vätterni ja Vättnerni ning Bricaud väärtusi, on nende spektraalkõverate kujud siiski üsnagi sarnased. Peipsi järve suuremad parameeter A väärtused piirkonnas 400 – 470 nm, viitavad nõrgemale “package effecti”le. Järelikult kaasneb $C_{CHL} + C_{FEO}$ muutlikkusega ka $a_{ph}'(\lambda)$ muutlikkus, mis on märgatavaim piirkonnas 440 – 480 nm, tingituna fütoplanktoni pigmentkoosseisu varieerumisest. Käesolevas töös Peipsi jaoks saadud parameeter B väärtused olid peaaegu kogu PAR piirkonnas (400 – 700 nm) Vänerni ja Vätterni väärtustest väiksemad, kuid samas Bricaud jt. (1995) saadud tulemusest kõrgemad. Eelnev viitab asjaolule, et ookeanide ja/või merede (Bricaudi jt. 1995) ning järvede fütoplanktoni pigmentkoostis on erinev.

Lisaks näeme (joonis 5.8), et nii meredes/ookeanides (Bricaud’ andmed) kui ka järvedes omab parameeter A maksimaalset väärtust 440 nm juures. Parameeter B maksimaalväärtused paiknevad aga fütoplanktoni pigmentkoostise varieerumise tõttu erinevates spektripiirkondades: ultraoligotroofses Vänernis lainepikkusel 430 nm,

Peipsi ja Bricaud andmete põhjal saame B maksimumi 480 nm ümbruses ning Vänernis 500 nm ümbruses.

Parameetri B väärtusele avaldab mõju ka pigmentide puudulik eemaldumine pleegitamise käigus, mis võib juhtuda mõnede magevee vetikate esinemisel veeproovis (Tassan ja Ferrari, 1995). Samuti võivad B väärtusi mõjutada ka valgust neelavad mineraalsed osakesed, mida polnud võimalik detriidist eristada.

Triptoni poolt põhjustatud valguse neeldumine Peipsi järves on varieeruv (alates $0,2 \text{ m}^{-1}$ kuni $2,1 \text{ m}^{-1}$ lainepikkusel 400 nm joonisel 5.9) ning on oluliselt suurem kui teistes järvedes (tabel 5.5). Seda võib põhjustada asjaolu, et pärast intensiivset fütoplanktoni kasvu Peipsi järves, on vees ka palju detriidi osakesi. Siiski, spektraalkõverate kaju, mis on iseloomustatud tõusuparameetriga S_t , on kõigil kolmel suurjärvel ning väiksematel Eesti ja Soome järvedel üsna sarnane, ega näita seega võimalikku sõltuvust nii osakeste päritolust kui ka suurusest (S_t varieerub $0,010 - 0,013 \text{ nm}^{-1}$). Sellised väärtused mahuvad hästi mitmete teiste autorite poolt erinevates järvedes saadud varieeruvuse piiridesse, mis on $0,006 - 0,016 \text{ nm}^{-1}$ (Roesler jt. 1989, Bricaud & Stramski 1990). Nende spektrite põhjal võib oletada, et mineraalne hõljum tõesti ei neela oluliselt valgust, või siis neelab analoogselt detriidiga ja seda võib parametrizeerida bio-optilise mudeli jaoks koos detriidiga.

Triptoni erineeldumiskoeffitsiendi $a_t'(\lambda)$ leidmiseks jagatakse neeldumiskoeffitsient vastava C_{SPOM} väärtusega võrrelda seda varasemate Värneni ja Vätterni avaldatud tulemustega (Strömbeck & Pierson, 2001; Strömbeck, 2001). Seal on tehtud eeldus, et mineraalne hõljum ei neela oluliselt ning saadud mitteklorofüllilise hõljumi erineeldumiskoeffitsienti on nimetatud detriidi erineeldumiskoeffitsendiks. Tabelis 5.5 on näidatud kokkuvõtte triptoni neeldumisparameetritest Peipsis ja teistes Euroopa suurjärvedes ning väiksemates Eesti ja Soome järvedes.

Tabel 5.5 Triptoni neeldumiskoeffitsiendid erinevates järvedes.

	Mõõtmiste arv	$a_t(400)$, m^{-1}	$a_t'(400)$, m^{-1}	$S_t(400 - 550)$, m^{-1}
Peipsi	16	$0,72 \pm 0,50$	$0,20 \pm 0,14$	$0,012 \pm 0,001$
Vänern ¹	48	$0,14 \pm 0,03$	$0,17 \pm 0,05$	$0,012 \pm 0,001$
Vättern ¹	22	$0,05 \pm 0,02$	$0,11 \pm 0,03$	$0,014 \pm 0,004$
Soome	10	$0,34 \pm 0,20$	$0,13 \pm 0,04$	$0,010 \pm 0,001$
Eesti	6	$0,43 \pm 0,49$	$0,20 \pm 0,16$	$0,013 \pm 0,002$

¹Strömbeck (2001), kus kasutati a_t ja S_t asemel sümboleid a_d ja S_d , ignoreerides mineraalsete osakeste valgust neelavat mõju

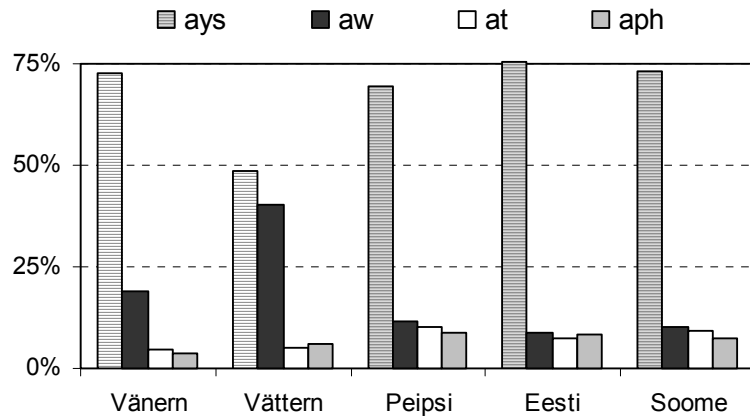
Võrreldes kolme suurjärve, olid kõige suuremad triptoni erineeldumiskoeffitsiendid Peipsil, millised tulemused aga omakorda sarnanevad väiksemates Eesti järvedes saadud väärtustega. Soome järvede triptoni erineeldumiskoeffitsientide mõnevõrra väiksemad väärtused on tingitud kahest asjaolust: ühelt poolt on neis järvedes suhteliselt väike triptoni hulk, kuid teisest küljest on seal vaatluse all olnud Eesti järvedest suurem orgaanilise hõljumi kontsentratsioon. See lubab oletada, et enamuse uuritud Soome järvede hõljumist pole mitte tripton vaid hoopis fütoplankton.

Rootsi oligotroofse järve Vänerni suhteliselt suur triptoni neeldumiskoeffitsiendi väärtus võrreldes ultraoligotroofse Vätterniga on samuti tingitud mõnevõrra suuremast orgaanilise hõljumi hulgast. Ülaltoodu näitab vajadust täiustada fütoplanktoni ja triptoni neeldumiskoeffitsientide määramise meetodeid, eesmärgiga eristada osakeste tüüpi (detriit ja mineraalne hõljum).

Järgnevalt uuriti puhta vee ja kolme erineva OAA neelavat mõju erinevates spektriirirkonnas (tabelis 5.6) ning kogu PAR piirkonna ulatuses (joonis 5.9).

Tabel 5.6. Optiliselt aktiivsete komponentide keskmine osakaal valguse koguneeldumisest spektri kolmes piirkonnas (protsentides).

Järved	400 – 450 nm	550 – 650 nm	670 – 700 nm
Puhas vesi			
Vättern	0,3 %	48 %	86 %
Vänern	0,2 %	69 %	89 %
Peipsi	0,2 %	40 %	81 %
Eesti	0,2 %	29 %	72 %
Soome	0,1 %	32 %	74 %
Kollase aine			
Vättern	91 %	46 %	9 %
Vänern	83 %	26 %	4 %
Peipsi	83 %	39 %	5 %
Eesti	85 %	55 %	12 %
Soome	85 %	51 %	9 %
Fütoplankton			
Vättern	3 %	2 %	5 %
Vänern	9 %	3 %	4 %
Peipsi	6 %	12 %	11 %
Eesti	7 %	10 %	15 %
Soome	6 %	24 %	14 %
Triptoni			
Vättern	5 %	2 %	1 %
Vänern	9 %	3 %	0 %
Peipsi	10 %	9 %	2 %
Eesti	8 %	13 %	1 %
Soome	9 %	22 %	3 %



Joonis 5.9. Loodusliku vee erinevate koostisosade neeldumiskoeffitsientide osakaal summaarses neeldumiskoeffitsiendis (PAR piirkonna jaoks) erinevates Euroopa järvedes.

Jooniselt 5.9 näeme, et kõige enam mõjutab valguse neeldumist kõikides veekogudes kollane aine, mille mõju on eriti tugev spektri sinises osas (tabel 5.6), neelates seal vastavalt rohkem kui 80 % vees olevast valgusest. Alates lainepikkusest 550 nm suurenevad aga kiiresti puhta vee enda neeldumiskoeffitsiendid ning kui piirkonnas 550 – 650 nm on kollase aine ja vee nõrgenemiskoeffitsiendid veel võrreldavad, siis PAR piirkonna lõpus on kollase aine mõju taandunud ning põhiliseks neelajaks vesi ise (tabel 5.6).

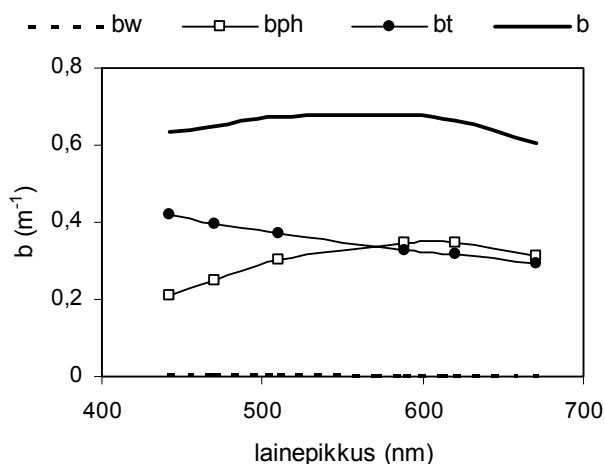
Kogu PAR piirkonna ulatuses on vee enda poolt põhjustatud neeldumine aga võrreldav fütoplanktoni ja triptoni valgust neelavate omadustega vaid Peipsis ning väiksemates Soome ja Rootsi järvedes. Rootsi puhastes suurjärvedes on aga mineraalseid ja orgaanilisi osakesi tunduvalt vähem ja nende panus valgus neeldumisse seega samuti väiksem. Ultraoligotroofses Vätternis ongi fütoplanktoni ja triptoni osakeste vähesuse tõttu põhilisteks valgust neelavateks komponentideks vaid kollane aine ning vesi ise, mille mõjud kogu PAR piirkonna ulatuses (joonis 5.9) on võrdvääsed, vastavalt 40 % ja 49 %. Vänerni ületab keskmine kollase aine neelav mõju (73 %) koguni Peipsi vastava väärtuse (64 %), kuid samas on Vänernis osakeste valgust neelav mõju peaaegu kaks korda väiksem (Vänernis vastavalt 8 % ja Peipsis 19 %). Väikestes järvedes, nii nagu ka Peipsis, on osakeste kogumõju PAR piirkonna kiirguse neeldumisele keskmiselt suurem kui vee mõju.

5.4.2 Hajumine ja tagasihajumine

Erinevalt kollasest ainest, mille põhiline optiline mõju väljendub vaid valguse neelamises, fütoplankton, tripton ja detriit ka hajutavad kiirgust.

Hajumiskoeffitsiendi $b(\lambda)$, määramiseks polnud kahjuks võimalik teha mõõtmisi järvedes, ning seetõttu on teda hinnatud mudelarvutuste abil. Tagasihajumiskoeffitsient $b_b(\lambda)$ on määratud *in situ* mõõtmistest, mis on korrigeeritud kiirguse nõrgnemise suhtes (Lisa III).

Fütoplanktoni hajumiskoeffitsient b_{ph} lainepikkusel 550 nm, leitakse vastavalt fütoplanktoni hulga le vee (valem 2.5) ning Peipsi järves varieerus b_{ph} vahemikus $0,33 - 1,19 \text{ m}^{-1}$, kusjuures C_{CHL} varieerus $1,9 - 6,9 \text{ mg m}^{-3}$. Seejärel leiti (Lisa III, valem 11) b_{ph} spektraalsed väärtused HydroScat-6 lainepikkustel, mis on esitatud joonisel 5.10. Saadud tulemused näitavad b_{ph} väärtuste suurenemist pikemate lainepikkuste suunas. Kuigi andmed kuue lainepikkuse jaoks ei näita väiksemaid detaile hajumiskoeffitsiendi väärtustes piirkonnas 660 – 680 nm, kus asub üks fütoplanktoni neeldumismaksimumidest, on siiski on selliselt saadud fütoplanktoni hajumisspekter sarnane varasemate mõõdetud ning modelleeritud spektritega (Ahn jt., 1992). Iseloomulik on hajumise nõrk suurenemine spektri punases osas.



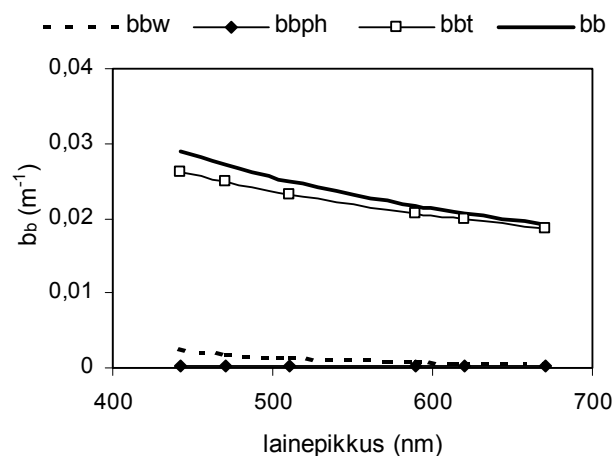
Joonis 5.10. Hajumiskoeffitsientide keskmised spektraalväärtused Peipsi järves puhta vee, fütoplanktoni ja triptoni jaoks ning summaarne hajumiskoeffitsient, mõõtmispunktis, mis asub järve keskosas (s.o. *Selge* veetüüp).

Selleks, et määrata ka triptoni hajumiskoeffitsienti, pole kasutada head ja ühtset mudelit, sest triptoni osakeste koostis (ja vastav murdumisnäitaja) ja suurusjaotus võivad varieeruda väga suurtes piirides. Kombineerides tagasihajumiskoeffitsiendi

mõõdetud väärtusi empiiriliste eeldustega, mis on täpsemalt kirjeldatud lisas III (detriidi väike mõju tagasihajumiskoeffitsiendile, mineraalsete osakeste tagasihajumise tõenäosuse spektraalne sõltumatus) on siiki võimalik hinnata triptoni hajumisparameetreid Peipsi järves ja võrrelda neid vastavate tulemustega Vänernis ja Vätternis (tabel 5.7).

Triptoni hajumis- ja tagasihajumiskoeffitsiendi spektraalset sõltuvust kirjeldava astmenäitaja n (Lisa III, valem 12) keskmine väärtus Peipsis oli vahemikus $1,01 \pm 0,16$. Rootsi suurjärvede tulemused on küll mõnevõrra suuremad 1,25 – 1,45 (Strömbeck, 2001), mis näitab et suuremamõõtmelised osakesed on iseloomulikud rohkem Peipsile kui sügavatele Rootsi järvedele.

HydroScat-6 mõõtmiste põhjal hinnatud Peipsi järve tagasihajumiskoeffitsiendi (korrigeeritud vastavalt lisas III kirjeldatud meetodile) spektrid on esitatatud joonisel 5.11. Näeme, et fütoplanktoni osakaal tagasihajumise väärtuste moodustumisel on äärmiselt väike. Triptonit iseloomustav valguse tagasihajumiskoeffitsient Peipsis on küll võrreldav Vänerni tulemustega, kuid kuus korda suurem kui Vätternis. Lisaks võrreldes meie andmeid Kopelevich (1983) ning Haltrin & Kattawar (1991) töödes esitatud spektritega (joonis 1.2) võime veelkord järeldada, et lisaks elava fütoplanktoni rakkudele leidub Peipsis ka üsna palju triptonit (nii klorofüllü mittedisaldavat detriiti kui ka väiksemaid mineraalseid osakesi).



Joonis 5.11 Seadmega Hydroscat-6 mõõdetud tagasihajumiskoeffitsientide keskmised väärtused Peipsi järves (samad punktid, kus joonisel 5.10 esitatud andmed)

Tagasihajumise efektiivsus Peipsis (0,029) on võrreldes sügavate Rootsi järvedega (0,025) veidi väiksem, kuid samas lähedane Saksa järvede keskmisele tulemusele 0,30 (Dekker 1993). Triptoni eritagasihajumiskoeffitsiendid kõigi kolme suurjärve jaoks on

aga üsna sarnased (tabel 5.7) ning heas kooskõlas teiste Strömbecki (2001) poolt teiste esitatud Rootsi järvede tulemustega: $0,017 - 0,051 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$.

Table 5.7. Esialgsed hinnangud Peipsi järve kohta (koos standardhälbe) võrrelduna Vänerni ja Vätterni vastavate tulemustega.

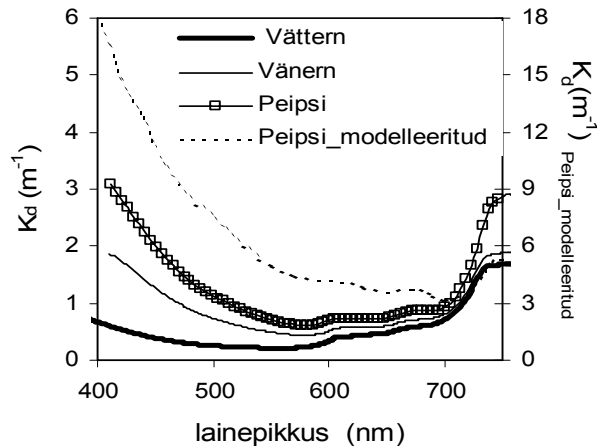
	Peipsi $N=3$	Vänern ¹ $N=21$	Vättern ¹ $N=13$
$b_b(442), \text{m}^{-1}$	$0,041 \pm 0,018$	$0,029 \pm 0,006$	$0,005 \pm 0,001$
$b_{bt}(442), \text{m}^{-1}$	$0,038 \pm 0,017$	$0,028 \pm 0,006$	$0,005 \pm 0,001$
n	$1,01 \pm 0,16$	$1,46 \pm 0,13$	$1,25 \pm 0,18$
B_b	$0,029 \pm 0,015$	$0,025 \pm 0,005$	$0,020 \pm 0,006$
B_{bt}	$0,046 \pm 0,020$	$0,037 \pm 0,009$	$0,032 \pm 0,015$

¹ Strömbeck (2001), kus triptoni asemel on leitud anorgaaniliste osakeste (märgitud tähisega *i*) poolt põhjustatud hajumine, kuna Vänernis ja Vätternis leiti vastavalt n.ö. detriidi hajumine.

Käesolevas töös sooritati Peipsi hajumiskoeffitsiendi arvutusteks vajalikke mõõtmisi aga kahjuks ainult 3 korral. Saadud tulemused on seega väga esialgsed ja neid tuleks käsitleda vaid kui väikest osa bio-optilise mudeli koostamiseks vajalikust algmaterjalist. Võib oletada, et Peipsi järve hajutamismadused võivad varieeruda tunduvalt suuremates piirides. Hajumismaduste põhjalikumat analüüsi on võimalik teha hiljem — pärast täiendavate andmete kogumist. Siiski näitavad need vähesed mõõtmised selgelt, et edaspidistes uuringutes tuleks tähelepanu pöörata just hõljuvate osakeste suurusele ja päritolule.

5.5 Valguse difuusne nõrgenemine PAR piirkonnas

Praktikas kõige sagedamini kasutatav vee omadusi kirjeldav parameeter on difuusne nõrgenemiskoeffitsient K_d , mille spektri kuju ning absoluutväärtused võivad OAA erinevate valgust neelavate ja hajutavate omaduste tõttu (valem 1.17) suuresti varieeruda (joonis 5.12). Peipsi s.s. on mõõdetud spektraalse kiirguse vertikaalne profiil ainult järve sügavamates punktides ja seetõttu on joonisel 5.12 näha vaid difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi madalaimad väärtused. Veeõitsengute ja suurte hõljumi konsentratsioonide ajal võib aga kiirguse nõrgenemine olla palju suurem, sest siis kuulub Peipsi vesi ilmselt *Sogasse* tüüpi. Kasutades väikejärvede OAA klassifikatsiooni ja K_d analüütilist mudelit (Reinart jt. 1999) on käesolevas töös arvatud K_d spektrid ka Peipsi teiste mõõtepunktide jaoks. Selgub, et seal võib kiirguse nõrgenemine olla kuni 6 korda kõrgem kui Peipsi selgemates osades (joonis 5.12).



Joonis 5.12. Difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi spektrid Euroopa suurjärvedes.

Ülemises veekihis sügavuseni $z_{1\%}$ saab toimuda ka fotosüntees (Kirk, 1994). Eufootilise kihi sügavus $z_{1\%}$ arvutatakse teadaolevate difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi K_d väärtusete järgi :

$$z_{1\%} = \frac{\ln 100}{K_d} = \frac{4,6}{K_d} \quad (5.1)$$

Vätternis, kui ultraoligotroofsjes järves on kiirguse nõrgenemine loomulikult väiksem kui Peipsis. Kõige sügavamale tungib seal kiirgus piirkonnas 530 – 570 nm ning veepinnale langenud kiirguse hulgast jääb järgi 1 % sügavusel $z_{1\%} = 21$ m. Vänernis tungib kõige sügavamale kiirgus lainepikkustel 570 – 600 nm ning $z_{1\%}$ on vastavalt 10,3 m. Peipsile on iseloomulik suur varieeruvus. Kui selgemates Peipsi järve piirkondades tungib kõige sügavamale (7 m) kiirgus lainepikkusel 580 nm, siis sogasemas või pruunima veega piirkonnas võib veepinnale langev kiirguse väärtus väheneda 1 %-ni juba 1,5 m sügavusel ning kiirguse maksimum on vastavalt nihkunud spektri punase (700 nm) osa suunas. Selline suur veevaluste valgustingimuste muutlikus mõjutab aga tugevalt fütoplanktoni arengut ja seeläbi ühtlasi ka järve primaarproduksiooni.

Peipsi järve suhteliselt väikese sügavuse tõttu on põhi valgustatud paljudes järve piirkondades, mis omakorda mõjutab järve füto- ja zoobentost (põhjataimestik ja põhjaloomastik). Bentosel on veekogudes aga oluline osa, seda eriti veekihist põhja sadestunud orgaanilise aine lagundamisel, mille tulemusena vabanevad biogeenid. Lisaks taluvad erinevad bentose organismid keskkonnategurite muutmist ja keskkonna saastumist erinevalt ning seetõttu sobivad nad samuti hästi bioindikaatoriteks vee

kvaliteedi ja veekogude ökoloogilise seisundi (s.h. troofilise seisundi) hindamiseks ning monitooringuks (Barnes & Mann, 1991). Kuna Peipsi vee läbipaistvus muutub palju nii ajaliselt kui ruumiliselt (joonised 2 ja 3 lisas III), on vee kvaliteedi täpne määramine väga vajalik ökoloogiliste mudelite ja nendel põhinevate simulatsioonide koostamisel.

Käesolevas töös uuriti ka kolmekanalise (412, 555, 665 nm) BIC-2104 radiomeeteriga mõõdetud difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi sõltuvust erinevatest veealust valgusvälja kujundavatest OAA-st (tabel 5.8).

Tabel 5.8. Deteminatsioonikoeffitsiendid BIC-2104 radiomeeteri kolmes kanalis mõõdetud difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi ja erinevate OAA kontsentratsioonide ning z_{Secchi} vahel.

	Kanal 412 nm	Kanal 555 nm	Kanal 665 nm
K_d vs. $C_{CHL} + C_{FEO}$	0,94	0,89	0,88
K_d vs. C_{TSS}	0,82	0,84	0,88
K_d vs. C_{SPIM}	0,54	0,60	0,67
K_d vs. $a_y(380)$	0,76	0,64	0,57
K_d vs. z_{Secchi}	0,68	0,75	0,78

Näeme, et kõigis kolmes kanalis saadi suurimad determinatsioonikoeffitsiendid difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi K_d ja $C_{CHL} + C_{FEO}$ kontsentratiooni vahel ($R^2 \geq 0,88$). K_d ja koguhõljumi vahel saadi samuti suured R^2 väärtused, kuid samas korreleerub mineraalne osa hõljumist (eelkõige kanalis 412 nm) difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi väärtustega siiski mõnevõrra halvemini. Kollase aine ja samuti Secchi ketta näidu korreleerimisel K_d -ga saame aga kanalite lõikes varieeruvad determinatsioonikoeffitsiendid, mis on vastavalt kõige väiksemad kanalis 665 nm (kollane aine) ja 412 nm (Secchi) ning kõige suuremad 412 nm (kollane aine) ja 665 nm (Secchi) juures. Siin avaldab mõju see, et Secchi ketas mõõdab vee üldist läbipaistvust (kusjuures inimese silm on aga kõige tundlikum nähtava spektri keskosas), kollane aine neelab valgust aga eelkõige spektri sinises osas.

Difuusse nõrgenemiskoeffitsiendile K_d avaldav üheaegselt mõju kõik OAA. Mitmese regerssiooni võrrandid BIC-2104 radiomeeteri kolme kanali jaoks (sõltumateks muutujateks olid C_{CHL} ja C_{FEO} summa, mis on tähistatud C_{CHFE} , C_{SPIM} ja $a_{ys}(380)$) on esitatud allpool:

$$K_d(412) = 0,27(\pm 0,04)C_{CHFE} - 0,50(\pm 0,14)C_{SPIM} + 5,28(\pm 1,19),$$

$$N = 8, R^2 = 0,97, p < 0,00042, \text{ std. viga } 0,59 \text{ m}^{-1}; \quad (5.2)$$

$$K_d(555) = 0,09(\pm 0,03)C_{CHFE} + 1,80(\pm 0,76),$$

$$N = 8, R^2 = 0,89, p < 0,00614, \text{ std. viga } 0,38 \text{ m}^{-1}; \quad (5.3)$$

$$K_d(665) = 0,08(\pm 0,02)C_{CHFE} + 2,30(\pm 0,62),$$

$$N = 8, R^2 = 0,91, p < 0,00444, \text{ std. viga } 0,30 \text{ m}^{-1}. \quad (5.4)$$

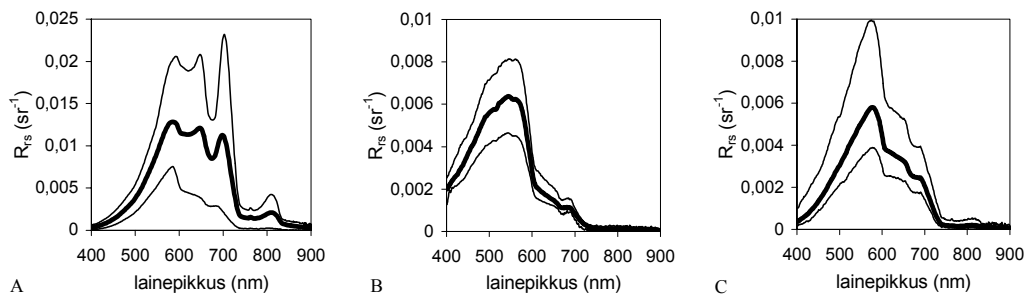
Nagu näeme on K_d varieeruvus kõigis kolmes mõõtekanalis tingitud C_{CHFE} kontsentratsiooni varieeruvusest. Kollane aine mõjutab küll oluliselt nõrgenemisspektri suhtelist kuju, kuid see ei muutunud oluliselt järve ulatuses (v.a. üksikud punktid kalda läheduses, nagu näha joonisel 5.3), mida näitab ka suhteliselt suur vabaliikme väärtus kõigis esitatud võrrandites. Võrrandis 5.2 ilmnev $K_d(412)$ sõltuvus mineraalsest hõljumist viitab kaudselt pigem asjaolule, et antud kaheksas mõõtmispunktis on kollase aine mõju suurem neis punktides, kus mineraalset ainet on rohkem (madalad veed kalda või jõesuudme läheduses), nende omavaheline korrelatsioonikoefitsient oli 0,41.

Võrrandid 5.2 – 5.4 kujutavad lihtsaimat mudelit K_d määramiseks vees olevate OAA kontsentratsioonide järgi. Lainepikkustel 555 ja 665 nm võib difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi arvutada fütoplanktoni pigmentide alusel, kuid $K_d(412)$ leidmisel tuleks mineraalse hõljumi panusega valguse nõrgenemisse siiski arvestada. Lisaks näeme, et kuigi kanalis 412 nm saame küll kõige suurema absoluutse standardvea, on ka $K_d(412)$ väärtused seal suurimad. Seega võime öelda, et vähemalt antud kanalite puhul saab difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi K_d väärtusi üsna edukalt arvutada ka erinevate OAA kaudu, sest saime ju kõigil juhtudel $R^2 \geq 0,89$.

5.6 Optilise kaugseire karakteristikud

Kaugseires kasutatav parameeter $R_{rs}(\lambda)$ (heleduskoeffitsient) on vajalik bio-optiliste mudelite väljatöötamisel, nimelt on vaja leida seos satelliitsensorite poolt mõõdetud signaali ja *in situ* (välimõõtmiste) käigus saadud vee kvaliteedi vahel. Üldiselt on vee heleduskoeffitsiendid seda suuremad, mida suurem on hõljumi kontsentratsioon vees (Arst, 2003), kuid spektri kuju mõjutab oluliselt kollase aine hulk (selle suurenemisel nihkub $R_{rs}(\lambda)$ maksimum pikematele lainepikkustele.

Valemist (1.19) arvatud vee heleduskoeffitsiendi spektrid Peipsi, Vänerni ja Vätterni jaoks esitavad joonisel 5.13. Need tulemused kinnitavad, et järved võivad tugevasti peegeldada spektri rohelistes ja punases osas. Heleduskoeffitsientide absoluutväärtused ning spektrite kuju võivad aga suuresti varieeruda. Samuti on selgesti näha, et lainepikkuste vahemikus 750 – 770 nm pole R_{rs} väärtused nii Peipsis kui ka Vänernis kaugelki mitte tühiselt väikesed, mis omakorda tähendab seda, et praegu veekogude kaugseires kasutatavad sateliitsensorid (näiteks SeaWiFS ja MODIS) annavad tulemuseks tugevasti ülekorrigeeritud (tegelikusest tunduvalt väiksemad) vee heleduskoeffitsiendid. Põhjuseks on asjaolu, et sensorite standardsed atmosfäärikorrektsiooni algoritmid hindavad aerosooli sisaldust atmosfääris mõõtmiste järgi lähisinfra-punases spektriosas, sogastes vetes mõjutab selle piirkonna mõõtmisi aga ka veel veest tagasihajutatud kiirgus (Reinart jt., 2002).



Joonis 5.13. Kaugseire heleduskoeffitsientide minimaalsed, maksimaalsed ja keskmised väärtused (A) Peipsis, (B) Vätternis ja (C) Vänernis.

Järgnevalt võrreldi joonisel 5.13 toodud spektreid Vertucci ja Likens (1989) ning Reinart jt. (2003) poolt koostatud vee heleduskoeffitsientide klassifikatsioonidega (viimane on väljatöötatud eelkõige Eesti ja Soome järvede klassifitseerimiseks).

Vee heleduskoeffitsiendid varieerusid kõige rohkem Peipsi järves nagu ka peatükis 5.2 näidatud veetüübid. Reinart jt. (2003) klassifikatsiooni järgi kuuluvad Peipsi s.s. keskmistes piirkondades (kus järv on vastavalt sügavam ja vee läbipaistvus suurem) mõõdetud R_{rs} spektrid *Puhtasse* (Clear) tüüpi (joonis 5.13A, alumine spekter). Keskmise spekter, mille maksimum asub piirkonnas 580 – 600 nm, kuulub aga vastavalt *Sogasse* (Turbid) tüüpi. Heleduskoeffitsiendi lisamaksimum lainepikkustel 690 – 710 nm on põhjustatud kolme erineva faktori koosmõjust: fütoplanktoni neeldumisiigist 676 nm ümbruses, flourestsentsi piigist 685 nm juures ning puhta vee neeldumiskoeffitsiendi kiirest suurenemisest 700 nm pikematel lainepikkustel.

Väga sogasesse (Very turbid) veetüüpi kuuluvad R_{rs} spektrid (joonis 5.13A, ülemine spekter) on saadud vetikate õitsengu ajal, kuid selliseid spektreid on võimalik saada ka mõõtmisel Peipsi järve madalamates piirkondades, kus põhi paistab.

Vätterni spektris (joonis 5.13B) on maksimaalsed väärtused piirkonnas 550 – 580 nm ning vee heleduskoeffitsient lainepikkusel 500 nm ületab vastava R_{rs} väärtuse 650 nm juures. Sellised R_{rs} spekterid kuuluvad Vertucci ja Likensi (1989) järgi tüüpi 3, kuid Reinart jt. (2003) klassifitsioonis klassifitseeritakse need *Puhtasse* (Clear) tüüpi. Vänerni vee heleduskoeffitsiendi väärtused on samuti sarnased *Puhta* tüübiga, kuid antud juhul on R_{rs} väärtused 550 nm juures väiksemad kui 650 nm juures (joonis 5.13C). Seetõttu ei ühti nad ühegi Vertucci ja Likensi (1989) tüübiga, kuid Reinart jt. (2003) järgi vastavad nad tüübile *Mõõdukas* (Moderate).

Vee heledustegur on parameeter, mis seob vee omadused satelliidi poolt mõõdetud signaaliga. *European Space Agency* sensor MERIS/ENVISAT (<http://envisat.esa.int>) on spetsiaalselt konstrueeritud optiliselt mitmekomponendiliste vete jälgimiseks. Seetõttu eraldati mõõtmistest saadud spektritest MERIS kanalitele vastavad lainepikkuste vahemikud (± 10 nm) ja leiti R_{rs} seosed hõljumi, klorofüllü, kollase aine ja vee läbipaistvusega. Kuigi võrdluseks kasutatavate andmete hulk oli suhteliselt väike, osutusid tulemused ootuspäraseks: $a_{ys}(400)$ andis suurima (kuid negatiivse) korrelatsiooni spektri sinises osas, ning z_{Secchi} nähtava spektri keskkosas, 520 – 580 nm (mõlemad korrelatsioonid negatiivsed). C_{TSS} korreleerus üsna hästi lainepikkustega üle 500 nm, kuid C_{CHL} jaoks oli korrelatsioon üle kogu spektri nõrk.

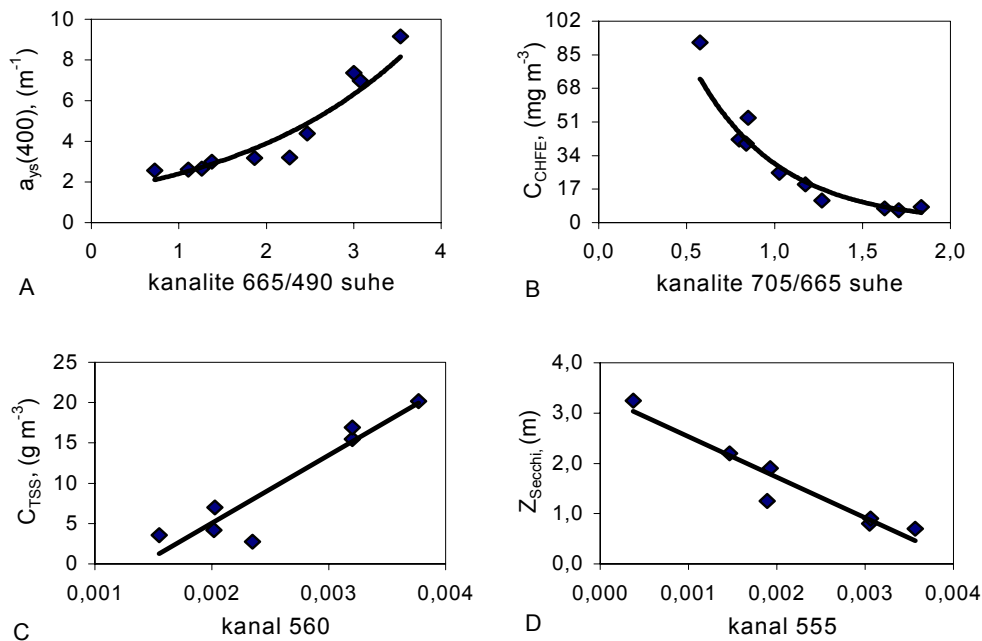
Rootsi suurte järvede Vänerni ja Vätterni bio-optiliste mudelite abil on leitud MERIS kanalite jaoks sobivad algoritmid (Pierson ja Strömbeck, 2000). Samade kanalite kasutatavust Peipsi järve jaoks testiti ka käesolevas töös saadud R_{rs} spektrite abil. Tulemused on esitatud tabelis 5.9.

Tabel 5.9. Regeessioonivõrrandid ($p < 0,05$) optiliselt aktiivsete ainete määramiseks erinevates kanalites mõõdetud vee heledusteguri väärtustest või nende suhetest.

Regressiooni võrrand	R^2	N	Viga
$C_{TSS} = 8441,9 R_{rs}(560) - 11,8$	0,88	7	2,8 g m ⁻³
$C_{TSS} = 7067,5 R_{rs}(665) + 1,1$	0,89	7	2,8 g m ⁻³
$C_{TSS} = 6147,3 R_{rs}(705) + 1,2$	0,83	7	4,0 g m ⁻³
$z_{Secchi} = -805,25 R_{rs}(555) + 3,3$	0,92	7	0,3 m
$C_{CHFE} = 245,31 \exp[-2,10 R_{rs}(705) / R_{rs}(665)]$	0,93	12	0,2 mg m ⁻³
$a_{ys}(400) = 1,48 \exp[0,48 R_{rs}(665) / R_{rs}(490)]$	0,90	12	0,4 m ⁻¹
$a_{ys}(400) = 1,41 \exp[0,74 R_{rs}(665) / R_{rs}(510)]$	0,89	12	0,3 m ⁻¹

Tabelist 5.9 näeme, et kõige paremini saab erinevates kanalites mõõdetud vee heleduskoeffitsientide järgi hinnata klorofüll + feopigmentide kontsentratsiooni ja vee suhtelist läbipaistvust, determinatsioonikoeffitsiendid vastavalt 0,93 ja 0,92. See erineb oluliselt Rootsi järvede jaoks leitud tulemusest, kus selgus, et korrelatsioon fütoplanktoni pigmentidega oli just kõige nõrgem (0,30), sest väikeseid C_{CHFE} väärtusi pole võimalik suhteliselt suure hulga kollase aine olemasolu korral vees määrata (Pierson ja Strömbeck, 2000). Meie poolt saadud tulemus vastab aga Dekkeri (1993) poolt sogastes järvedes saadud tulemusele. Kollase aine, $a_{ys}(400)$, jaoks on analoogiline seos punase ja sinise kanali suhtest andnud häid seoseid paljudes järvedes (Kutser jt., 2004), siiski on soovitatav sogaste järvede satelliitkaugseire korral kasutada lainepikkusi üle 500 nm, sest need on vähem mõjutatud atmosfääri korrigeerimisel tekkivatest vigadest (Reinart jt. 2003). Koguhõljumi hulka saab aga üsna edukalt määrata koguni kolme MERIS kanali abil. Kanalites 665 ja 705 nm saadi antud töös küll ühesugune regressioonivõrrand, kuid vastavad determinatsioonikoeffitsiendid on siiski mõnevõrra erinevad.

Joonisel 5.14 on näidatud ka Secchi kettaga mõõdetud vee läbipaistvuse ja kanalites 555 nm mõõdetud R_{rs} väärtuste seos, mille alusel saab z_{Secchi} hinnata täpsusega 0,3 m.



Joonis 5.14 Esialgsed algoritmid Peipsi järve vee kvaliteedi hindamiseks sensori MERIS/ENVISAT spektrikanalite kasutamisel: (A) kollase aine, (B) fütoplanktoni pigmentide, (C) hõljumi ja (D) vee läbipaistvuse jaoks.

Kuigi näidatud tulemused põhinevad väga väikesel hulgal mõõtmisandmetel, on need analoogsed teiste autorite poolt saadud seostega järvede jaoks. Andmete lisandumisel muutuvad veidi tabelis 5.9 esitatud seoste parameetrid, kuid paraneb kindlasti tulemuste täpsus.

Järeldused

Käesoleva töö raames on kogutud ainulaadne andmebaas Eesti suurima järve –Peipsi– kohta, teostades nii optilisi mõõtmisi järvel kui ka veeproovide analüüse laboris. Võrdluseks on samasugused uuringuid teostatud ka kahel Rootsi suurjärvel (Vänernil ja Vätternil). Oligotroofne Vänern ja ultra-oligotroofne Vättern lubavad teha vastavalt võrdlusi, mis ainult Eesti piires oleksid olnud võimatud, kuna teatavasti on Eesti järvede veed valdavas enamuses samuti kas mõõduka või halva läbipaistvusega. Lisaks suurjärvedele on Peipsi tulemusi võrreldud ka teiste väiksemate Eesti, Soome ja Rootsi järvede vastavate tulemustega.

Peipsi järve uurimisel saadud tulemused näitavad tema vete omaduste olulist ajalist ja ruumilist muutlikkust. Bioloogilise aktiivsuse muutus (näiteks vetikavohang suve lõpus) toob kaasa ka Peipsi järve iseloomustavate optiliste parameetrite muutuse. Tulemuste sõltuvus mõõtmispunktide asukohast näitab, et Peipsil võib optiliselt eristada mitut erinevat veetüüpi. Vänerni ja Vätterni puhul on vee omadusi iseloomustavate parameetrite muutlikkus absoluutarvudes aga 3 – 15 korda väiksem kui Peipsil. Võttes aluseks Eesti ja Soome väikejärvede optilise klassifikatsiooni saadi et Vätterni (ja enamikel juhtudel ka Vänerni) veed kuuluvad *Selgesse* tüüpi, kuid Peipsi veetüüp osutus muutlikuks: 94 mõõtepunktist 26 % kuulus *Selgesse* veetüüpi, 42 % *Mõõdukasse* tüüpi, 26 % *Sogasesse* tüüpi ja ülejäänud 6 % kas *Väga sogasesse* või *Pruuni* veetüüpi.

Optiliste mõõtmiste ajal oli klorofüll *a* ja üldhõljumi keskmine kontsentratsioon Peipsis vastavalt 3,5 ja 8 korda suurem kui Vänernis ning 7 ja 16 korda suurem kui Vätternis. Lahustunud orgaanilise aine keskmine hulk Peipsis ületas aga Vänernis ja Vätternis saadud tulemusi vastavalt 1,7 korda 6 korda. Lisaandmed, mis saadi mõõtmistelt nii Eesti, Soome kui Rootsi väiksematelt järvedelt (koos teiste autorite varasemate tulemustega) näitavad aga, et optiliselt aktiivste ainete keskmised hulgad Peipsis on võrreldavad väikejärvedega, kus Secchi ketta näit on umbes 2 – 3 m.

Kollase aine mõju veelusele valgusväljale uuriti teda iseloomustavate neeldumiskoeffitsientide ja vastavate spektrite tõusuparameetrite põhjal. Näidati, et piirkonnas 380 – 550 nm sobib kollase aine neeldumiskoeffitsientide kirjeldamiseks eksponentfunktsioon. Vastav tõusuparameeter oli vahemikus 0,0015 – 0,0019 nm⁻¹, kusjuures Vänerni ja Vätterni jaoks saadud väärtused olid veidi väiksemad

Peipsi omadest. Antud tulemused on heas kooskõlas kirjanduses avaldatud Euroopa (k.a. Eesti) järvede jaoks saadud andmetega. Katseandmed näitasid ka, et kollast ainet on võimalik piisava täpsusega määrata kasutades GF/F filtit (poori läbimõõduga 0,6 – 0,7 μm). Võrreldes kahekordse filtreerimisega (algul läbi GF/F, siis läbi 0,2 μm poori läbimõõduga filtri) oli keskmine erinevus vaid 4%. Leiti, et Peipsis, samuti ka kõikides teistes uuritud järvedes on just kollase aine panus PAR piirkonna kiirguse neeldumisse suurim.

Lisaks kollasele ainele määrati ka fütoplanktoni ja triptoni neeldumisspektrid. Peipsi jaoks saadud spektraalkõverad erinevad mõnevõrra Vänerni ja Vätterni omadest — põhjuseks ilmselt järvede erinev vetikakooslus. Leiti, et Peipsi veeõitsengu perioodil on fütoplanktoni erineeldumiskoeffitsientide väärtused madalamad kui väikeste klorofüllü hulkade puhul. Saadud seaduspärasus on väga heas kooskõlas Bricaud jt.(1995) ning mitmete teiste autorite poolt tehtud järeldustega. Triptoni (detriit ja mineraalosakesed) poolt põhjustatud neeldumine on Peipsi järves aga oluliselt suurem kui teisest uuritud järvedes (Vänernis 5 korda ja Vätternis 14), kuid samas on kõikide järvede spektraalkõverate kuju üsna sarnane. Viimane lubab oletada et mineraalne hõljum oluliselt ei neela või siis neelab analoogselt detriidiga ja seda võib parametrizeerida bio-optilise mudeli jaoks koos detriidiga.

Kiirguse hajumisele Peipsi järves avaldavad mõju nii fütoplankton kui ka tripton, kusjuures fütoplankton hajutab tugevamalt spektri punases piirkonnas ja tripton sinises piirkonnas. Fütoplanktoni osakaal tagasihajumise väärtuste moodustumisel on aga äärmiselt väike. Triptonit iseloomustav valguse tagasihajumiskoeffitsient Peipsis on suurem kui vastav parameeter Vänernis ja Vätternis, mis annab ilmselt paremad võimalused kaugseire meetodite rakendamiseks. Käesolevas töös kasutatud meetoditega polnud võimalik eristada detriidi ja mineraalsete osakeste panust valgusvälja kujundamisesse, seepärast peaks järgnevates uuringudes tähelepanu pöörama just osakeste koostisele ja suurusjaotusele.

Difuusse nõrgenemiskoeffitsiendi (mõõdetud ja modelleeritud) spektraalsed väärtused Peipsis muutusid 400 nm juures vahemikus 3 – 6 m^{-1} ja 650 nm juures 0,8 – 1,2 m^{-1} . Vänerni ja Vätterni jaoks jäid need väärtused alla 2 m^{-1} . Eufootilise sügavuse maksimumid olid Vänernis ja Vätternis vastavalt 10 ja 21 m, kuid Peipsi erinevates osades varieerus eufootiline sügavus 1,5 – 7 m. Kuigi eufootiline kiht, mille piires eeldatakse fotosünteesi jaoks küllaldast valgushulka on Peipsis oluliselt õhem kui

selgeveelistes Rootsi suurjärvedes, võib olla küllaltki suur osa Peipsi põhjast olla suhteliselt hästi valgustatud.

Mitmese regressiooni rakendamisel mõõdetud K_d ja OAA (fütoplanktoni pigmendid, mineraalne hõljum, kollane aine) kontsentratsioonidele (determinatsioonikoeffitsiendid $R^2 > 0,89$), koostati lihtsustatud bio-optiline mudel K_d väärtuste leidmiseks kolmel lainepikkusel (412, 555 ja 665 nm). Tulemuste analüüs näitas, et Peipsis mõjutab kiirguse nõrgenemise muutusi antud lainepikkustel kõige rohkem C_{CHFE} (klorofüll a + feopigmendid) kontsentratsioon.

Mõõdetud vee heledustegurite spektrid (R_{rs}) vastasid hästi määratud vee tüüpidele ja on võrreldavad analoogsete vetega väiksemates järvedes. Spektrivahemikus 550–700 nm on Peipsi heledustegurid oluliselt suuremad kui Vänernis ja Vätternis. Kaugseire rakenduste jaoks on uuritud ka veeheledusteguri korrelatsioone erinevate OAA-ga. MERIS/ENVISAT kanalite kasutamiseks Peipsi kaugseirel on leitud esialgsed algoritmid optiliselt aktiivsete ainete ja vee läbipaistvuse jaoks, kõigi seoste korral ületas R^2 väärtus 0,88 ning oli kõige kõrgem C_{CHFE} ja vee läbipaistvuse korral.

Uuringute jätkamine (eelkõige hajumis- ja tagasihajumiskoeffitsientide täpsemaks määramiseks) võimaldab koostada Peipsi järve bio-optilisi mudeleid, mida saab kasutada nii veesisese valgusrežiimi kirjeldamiseks kui ka kaugseire algoritmide väljatöötamiseks.

Tänuavaldus

Uuringut on finantseerinud EU Marie Curie Fellowship, contract No HTMF-CT-2001-01284 ja Swedish National Space Broad grant 169/02. Avaldan tänu Uppsala Ülikoolile vee analüüside labori ja Eesti Veeteede Ametile laeva kasutamise võimaluse eest.

Autor on väga tänulik ka oma juhendajatele Anu Reinartile ja Hanno Ohvrilile heade nõuannete ja igakülgse abi eest.

Birgot Paavel

20.05.2004

Kasutatud kirjandus

- Ahn Y.H., Bricaud A. & Morel A. 1992. Light backscattering efficiency and related properties of some phytoplankters. *Deep Sea Res.* **39**: 1835–1855.
- Arst, H. 2003. *Optical Properties and Remote Sensing of Multicomponential Water Bodies*. Springer, Praxis Publishing, Chichester, UK. 231 p.
- Arst H. & Kutser T. 1994. Data processing and interpretation of sea radiance factor measurements. *Polar Res.* **13**: 3–12.
- Barnes, R. S. K. & Mann, K. H. 1991. *Fundamentals of aquatic ecology*. 2nd ed. Blackwell Science, 270 pp.
- Baranov S.A. 1979. Relationship between water transparency, biomass and production of algae photosynthesis. - *J. Hydrobiology*, **15**(4), 18-25
- Bricaud A., Morel A. & Prieur L. 1981. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domain. *Limnol. Oceanogr.* **26**: 43–53.
- Bricaud A., Babin M., Morel A. & Claustre H. 1995. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterisation. *J. Geophys. Res.* **100**(C7): 1321–1332.
- Gallie E.A., Murtha P.A. 1992. Specific absorption and scattering spectra for suspended minerals and chlorophyll a in Chilko Lake, British Columbia. - *Rem. Sens. Environ.* **39**, 103-118.
- Gege P. 2000. Gaussian model for yellow substance absorption spectra. - Proc. XV Conference of Ocean Optics, Monaco, 9 pp. (CD-ROM)
- Clark D.K., Yarbrough M.A., Feinholz M., Flora S., Broenkow W., Kim Yong Sun, Johnson B.C, Brown S.W., Yuen Marilyn, Mueller J.L. 2002. MOBY, a radiometric buoy for performance monitoring and vicarious calibration of satellite ocean color sensors: Measurement and data analysis protocols. - In: *Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation, Revision 3*, 2, ed. J.L.Mueller and G.S.Fargion, 138–170.
- Carder K.L., Hawes S.K., Baker K.A., Smith R.C., Steward R.G., Mitchell B.G. 1991. Reflectance model for quantifying chlorophyll a in the presence of productivity degradation products. - *J. Geophys. Res.*, **96**, No C11, 20599-20611.
- Gordon H., Morel A. 1983. Remote assessment of ocean colour for interpretation of satellite visible imagery. A review. In: *Lecture notes on coastal and estuarine models*, eds. R.T.Barber, C.N.K.Mooers, M.J.Bowman, B.Zeitzel, Springer-Verlag, 114pp.
- Gordon H.R., Brown O.B., Evans R.H., Brown J.W., Smith R.C., Baker K.S., Clark D.K. 1988. A semianalytical radiance model of ocean color. - *J. Geophys. Res.*, **93**, D9, 10909-10924
- Davies-Colley, R. J. & Vant, W. N. 1987. Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **32**, 416–425.

- Dekker A.G. 1993. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing (Ph.D. thesis) Proefschrift Vrije Universiteit, Amsterdam, 222 pp.
- Dera J. 1992. Marine Physics. – PWN-POLISH SCIENTIFIC PUBLISHERS, Warszawa, ELSEVIER, Amsterdam-Oxford-New York, Tokyo, 516 p.
- Haberman, J., Jaani, A., Kangur, A., Kangur, K., Laugaste, R. Milius, A., Mäemets, H., Pihu, E. 2000. Lake Peipsi and its Ecosystem.. Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol, **49**, 1.
- Hale G.M., Querry M.R. 1973. Optical constants of water in the 200 nm to 200 µm wavelength region. - Appl. Optics, **12**, 557-562
- Herlevi A. 2002. A study of scattering, backscattering and a hyperspectral reflectance model for boreal waters. *Geophysica* **38**(1–2): 113–132.
- IOCCG. 2000. Remote Sensing of Ocean Color in Coastal and Other Optically-Complex Waters. Sathyendranath, S. (ed), Report of the International Ocean-Color Coordinating Group, No. **3**, IOCCG, Dartmouth, Canada.
- ISO 10260, 1992 (E). Water quality – Measurements of biochemical parameters – Spectrophotometric determination of chlorophyll-a concentration. (Geneva, Switzerland: ISO), 1-6.
- Jerlov N.G. 1968. Optical Oceanography, Elsevier Oceanography, Amsterdam, 194 p.
- Jerlov N.G. 1976. Marine Optics, Elsevier Oceanography Series 5, Elsevier, Amsterdam - Oxford - New-York, 220 p.
- Jupp D.L.B., Kirk J.T.O. & Harris G.P. 1994. Detection, identification and mapping of cyanobacteria – using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* **45**: 801–828.
- Kirk, J. T. O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge, University Press. 509 p.
- Kopelevich O. V. 1983. Factors determining the optical properties of seawater - In: Optics of the ocean (ed. A. Monin), 1, Nauka, Moscow, 150-166 (in Russian)
- Kvarnäs H., 2001. Morphometry and hydrology of the four large lakes of Sweden. *Ambio* **30**: 467–474.
- Kutser T., Arst H., Miller T., Käärman L. & Milius A. 1995. Telespectrometrical estimation of water transparency, chlorophyll-a and total phosphorus concentration of Lake Peipsi. *Int. J. Rem. Sens.* **16**(16): 3069–3085.
- Kutser, T. 1997. Estimation of water quality in turbid inland and coastal waters by passive optical remote sensing, Ph.D. Thesis, Tartu, 161 p
- Kutser, T. (2004), Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing, *Limnol&Oceanogr* (accepted)
- Laugaste, R., Nõges, T., Nõges, P., Ott, I., Jastremski, V. & Milius, A. 1999. Vetikad. – Peipsi. / Toim. A. Raukas ja E. Pihu. Tallinn: EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. 108-118
- Laugaste, R & Nõges, T. 2002. Fütoplankton ja pigmendid. – Peipsi elustiku seire 2002.a. / Toim. U.Tartes ja K.Kangur. Tartu: EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut. 14-24. < http://www.seiremonitor.ee/alam/04/04_2_aru02.doc > (15.12.2003

- Laugaste, R & Ott, I. 2003. Vetikate vohamine veekogus ehk vee õitsemine, eutrofeerumise perioodiliselt ilmnev ja sageli ohtlik tagajärg – Rohke- ja liigtoitelisus:vee kogude loomuliku vananemise kiirendaja. Tartu: Peipsi Koostöö keskus.
- LI-COR Radiation Sensors Instruction Manual. 1990. LI-COR, Lincoln, Nebraska, USA.
- Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G. & Ziliolli, E. 1999. *Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 164 p.
- Maritorena S., Morel A., Gentili B. Determination of the fluorescence quantum yield by oceanic phytoplankton in their natural habitat. - *Applied Optics*, **39**, 6725-6737, 2000.
- Mobley, C. D. 1994. *Light in Water-Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press, San Diego.
- Morel, A. 1980. In-water and remote measurements of color. – *Boundary Layer Meteorol.*, **18**, 177-201.
- Morel, A. 1987. Chlorophyll-specific scattering coefficient of phytoplankton. A simplified theoretical approach. *Deep-Sea Research*, 34(7). 1093 – 1105
- Morel A., Bricaud A. 1981 Theoretical results concerning light absorption in a discrete medium, and application to specific absorption of phytoplankton. – *Deep-Sea Res.*, **28**, 1375-1393.
- Morel A., Gentili B. 1991. Diffuse reflectance of oceanic waters: its dependence on Sun angle as influenced by the molecular scattering contribution. *Appl. Optics*, **30**, 30, 4427-4438.
- Mueller J.L., Davis C., Arnone R., Frouin R., Carder K., Lee Z.P., Steward R.G., Hooker S., Mobley C.D. MsLean S. 2002. Above-water radiance and remote sensing reflectance measurement and analysis protocols. - In: *Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation*, Revision 3, 2, ed. J.L.Mueller and G.S.Fargion, 171-182.
- Mäekivi S. & Arst H. 1996. Estimation of the concentration of yellow substance in natural waters by beam attenuation coefficient spectra. *Proc. Estonian Acad. Sci, Ecol.* **6**: 108–123.
- Mäemets, A. 1977. Eesti NSV järved ja nende kaitse. Tallinn. Valgus. 162 –164
- Nõges, T. 1993. Sissejuhatus vee mikrobioloogiasse. Tartu. 77
- Nõges, T. (ed.) 2001. *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry*. Sulemees, Tartu.
- Pope M. & Fry E.S. 1997. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II integrating cavity measurements. *Appl. Opt.* **36**: 8710–8723.
- Pierson D. C. & Strömbeck N. 2000. A Modelling approach to evaluate preliminary remote sensing algorithms: Use of water quality data from Swedish Great Lakes. *Geophysica* **36**(1–2): 177–202.

- Pierson, D. C. & Strömbeck, N. 2001. Estimation of radiance reflectance and the concentrations of optically active substances in Lake Mälaren, Sweden, based on direct and inverse solutions of a simple model. *Sci. Total Environ.*, **268**, 171–188.
- Petzold T.J. 1972. Volume scattering functions for selected natural waters. - Scripps Institution of Oceanography, Visibility Laboratory, San Diego, CA, SIO Ref., 72-78.
- Pope, M. & Fry, E. S. 1997. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. *Appl. Optics*, **36**, 8710–8723.
- Reinart, A. & Herlevi, A. 1999. Diffuse attenuation coefficient in some Estonian and Finnish lakes. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **48**, 267–283.
- Reinart, A. 2000. Underwater light field characteristics in different types of Estonian and Finnish lakes. - Dissertationes Geophysicales Universitatus Tartuensis, 11, Tartu University Press, Tartu,
- Reinart A., Pierson D. & Land P. 2002. Large European Lakes in SeaWIFS and MODIS images. *Proceedings of Ocean Optics XVI*, 2002, CD-ROM
- Reinart, A., Herlevi, A., Arst, H. & Sipelgas, L. 2003. Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and South-Finland. *J. Sea Res.*, **49**, 357–366
- Saava, A. 1999. Sanitaar-hügieeniline seisund. – Peipsi. / Toim. A. Raukas ja E. Pihu. Tallinn: EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. 84-89
- Sathyendranath S., Prieur L., Morel A. 1989. A three-component model of ocean colour and its application to remote sensing of phytoplankton pigments in coastal waters. – *Int. J. Remote Sensing*, **10**, No 8, 1373-1394.
- Sipelgas, L., Kallio, K., Arst, H., Erm, A., Oja, P. & Soomere, T. 2003. Optical properties of dissolved organic matter in Finnish and Estonian lakes. *Nord. Hydrol.*, **34**, 361–386.
- Smith R.C., Baker K.S. 1981. Optical properties of the clearest natural waters (200–800 nm). - *Appl. Optics*, **20**, No 2, 177-184.
- Stramski D., Kiefer D. 1991. Light scattering by micro-organisms in the ocean. *Progr. Oceanogr.* **28**, 343-383.
- Stramski D., Bricaud A. & Morel A. 2001. Modeling the inherent optical properties of the ocean based on the detailed composition of the planktonic community. *Applied Optics* **40**(18): 2929–2945.
- Strömbeck, N. 2001. Water quality and optical properties of Swedish lakes and coastal waters in relation to remote sensing. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from Faculty of Science and Technology*, 633. Uppsala.
- Strömbeck, N. & Pierson, D. 2001. The effects of variability in the inherent optical properties on the estimations of the chlorophyll-a by remote sensing in Swedish freshwaters. *Sci. Total Environ.*, **268**, 123–137.
- Tassan S. & Ferrari G.M. 1995. An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. *Limnol. Oceanogr.* **40**: 1358–1368.

- Timm, T., Mäemets, A., Pihu, E., Strast, H. 1994. Peipsi järve seisund, kalamajandus ja kaitse. . – Eesti jõgede ja järvede seisund ning kaitse. / Toim. A. Järvekülg. Tallinn. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. 7-14
- Veismann, U. 1994. Keskkonna kaugsondeerimine. Tallinn. 191
- Vertucci F. A. & Likens G. E. 1989. Spectral reflectance and water quality of Adirondack mountain region lakes. *Limnol. Oceanogr.* **34**:1656–1672.

Summary

Lake Peipsi on the border of Estonia and Russia is a large (by its territory the 4th largest lake in Europe) and biologically very productive lake. The purpose of the present study was to collect data about optical properties of L. Peipsi and to compare these with available data from other large lakes to specify the peculiarities of L. Peipsi. Complex *in situ* measurements (underwater light field, inherent and apparent optical properties of water, concentrations of optically active substances, remote sensing reflectance) and respective data processing were carried out during two field trips in June and August 2003. The results for L. Peipsi were analyzed together with the monthly state monitoring data from 2001 – 2003. In our radiometric measurements the modern apparatus was used: HydroScat-6 (HOBILabs, Inc.), C-Star transmissiometer and WetStar chlorophyll fluorometer (WETLabs, Inc.), two GER 1500 portable spectrometers (GER Corporation) (range ~350–1050 nm).

On the basis of underwater radiation measurements and analyses of water samples we have shown that the optical properties of L. Peipsi are very variable both spatially and temporally, covering a large range of water types previously classified in Estonian and Finnish lakes. The inherent and apparent optical properties of L. Peipsi are compared with those in two other large lakes, Vänern (oligotrophic) and Vättern (ultraoligotrophic) in Sweden. The additional measurements performed in smaller Estonian, Finnish and Swedish lakes showed that the mean amounts of optically active substances in L. Peipsi are comparable to those in small lakes, where the Secchi disk depth is about 2 – 3 m. By optical classification of lakes, L. Vättern belonged to *Clear* type, L. Vänern was mostly *Clear*, but some *Moderate* type areas were observed in this lake. The optical type of L. Peipsi varied in time and space, from *Clear* and *Moderate* areas in June to *Moderate* and even *Very Turbid* and *Brown* areas in August. In comparison with two large Swedish lakes L. Peipsi has significantly higher concentrations of all three optically active substances (OAS), which are phytoplankton, suspended matter (actually tripton) and dissolved organic matter. In L. Peipsi the concentrations of OAS in June differed notably from those in August, when an intensive phytoplankton bloom was observed.

The influence of dissolved organic matter on the underwater light field was characterized by its absorption coefficients and the slope factor of absorption spectra.

It was shown that in all three large lakes the absorption spectra in the region 380–550 nm are well described by an exponential function with the slope factor 0.015–0.019 nm⁻¹. Relying on our measurements, we determined the absorption spectra for phytoplankton and tripton. Lake Peipsi showed some differences in comparison with lakes Vänern and Vättern. The obvious reason is the different composition of algae in these lakes. Our measurement methods allowed also computation of specific absorption coefficients for phytoplankton. It occurred that in L. Peipsi this coefficient in the period of phytoplankton bloom (August) was less than that in June. It corresponds very well with the conclusions made by Bricaud et al. (1995) and other authors. Relying on the data for L. Peipsi the coefficients of Bricaud's formula were determined. The scattering coefficient for phytoplankton at 550 nm ranged in L. Peipsi from 0.33 to 1.19 m⁻¹. Actually, both inorganic and organic particles are important in scattering. These spectra mostly have weak spectral dependence and can be described by power law. In L. Peipsi the average value for the respective exponent was 1.01±0.16, which is lower than the value estimated in large Swedish lakes (1.25–1.45) by Strömbeck (2001). The total backscattering coefficient in L. Peipsi showed an increase with the increasing concentration of particles. Its values in the centre of L. Peipsi are comparable with those in L. Vänern, but they are about six times higher than in L. Vättern.

In L. Peipsi the spectral values of the diffuse attenuation coefficient of light varied from 3 to 6 m⁻¹ at 400 nm and from 0.8 to 1.2 m⁻¹ at 650 nm. In lakes Vänern and Vättern these values were always below 2 m⁻¹. The maximal spectral values of euphotic depth were in Vänern and Vättern respectively 10 and 21 m, in L. Peipsi the value varied from 1.5 to 7 m.

Remote sensing reflectance spectra are necessary for elaborating bio-optical remote sensing models to relate the signal measured by the satellite sensor to water quality. Our results show that for lakes these spectra in violet and blue regions of spectrum are strongly influenced by dissolved organic matter and due to particles reflectance can be rather high in the green and red regions of the spectrum. Consequently, the standard methods for estimation of the atmospheric correction procedure elaborated for interpretation of satellite SeaWiFS and MODIS data are not suitable for lake waters.

In our study a complex approach was applied (measurements and calculations of many characteristics, using a number of measurement devices and laboratory procedures). The results obtained show high spatial and temporal variability of the water properties in L. Peipsi. Relationships between optical characteristics are of interest in constructing semi-analytical algorithms of remote sensing and for bio-optical modeling of this lake. Therefore, continuation of studies for collecting a larger database is recommended.

Key words: marine optics, limnology, large European lakes, optically active substances, underwater light field, optical remote sensing.

KLOROFÜLL *A* JA FEOPIGMENTIDE KONSENTRATSIOONI MÄÄRAMINE VASTAVALT ISO 10260 STANDARDILE

1 Ulatus ja rakendamine

- 1.1 Meetod on rakendatav fütoplanktoni määramiseks looduslikes pinnaveses ja bioloogilistes proovides.
- 1.2 Teised vetikate pigmentid nagu klorofüll *b* ja klorofüll *c* ning samuti mõned klorofüllil laguproduktid ei allu sellele meetodile. Feopigmente võib määrata ainult poolkvantitatiivselt, korrigeerimaks häireid klorofüllil kindlaksmääramisel.
- 1.3 Klorofüll on tundlik hapnikule ja eredale valgusele, seda eriti siis, kui ta on rakkudest välja ekstraheeritud. Vältimaks oksüdatiivset ja fotokeemilist hävimist ei tohi proove jätta ereda valguse ja õhu kätte.
- 1.4 Ekstraheerimine etanooliga sisaldab kuumutamist 75 C juures 5 minutit. Ekstraktide säilitamise aeg enne fotomeetrilist mõõtmist peaks olema võimalikult väike. Temperatuuril alla 4° C kuni 3 päeva ja temperatuuril vähemalt -25° C ligikaudu 30 päeva.
- 1.5 Ehkki protseduur sisaldab filtreerimist, et puhastada lõplik ekstrakt, võib jääda siiski väike sogasus. Hapendamine võib samuti põhjustada sogasust. Hajumise korrigeerimiseks tuleb neeldumisest, mis on mõõdetud 665 nm juures lahutada neeldumine 750 nm juures.
- 1.6 Fototroofsete bakterite pigment (e. *Chlorobium*) võib mõjutada klorofüll *a* kontsentratsiooni kindlaksmääramist. Klorofüll *b* ja klorofüll *c* panus neeldumisse 665 nm juures on väheoluline.

2 Töö sisu

Koguda vetikaid ja teisi hõljuvaid osakesi veeproovist filtreerimise teel. Vetikate pigmentide väljaekstraheerimine filtrile jäänud ainest toimub kuuma etanooliga. Klorofüll *a* kontsentratsiooni spektromeetriline määramine ekstraktis. Klorofüll *a* ja feopigmentide neeldumise erinevuste hindamine 665 nm juures enne ja pärast ekstrakti hapendamist.

3 Reaktiivid

Kasutada ainult tunnustatud analüütilise tasemega reaktiive ja ekvivalentse puhtusega deioniseeritud vett.

- 3.1 Hüdokloriidhape, (HCL) = 3 mol l⁻¹
- 3.2 Etanool, C₂H₅OH, 90% vesilahus

MÄRKUS 1

Tavaliselt etanool ei oma mõju optilistele mõõtmistele, kuid tundmatute ainete puhul on võrdlev mõõtmine etanooli (90 %) suhtes siiski soovitatav.

4 Katsevahendid

- 4.1 *Spektromeeter*, kasutatav spektripiirkonnas 600 kuni 750 nm, lahutusvõimega 1 nm, ribalaiusega 2 nm või vähem, tundlikkusega, mis on vähem või võrdne 0,001 neeldumisühikuga.
- 4.2 *Küvett* pikkusega 1 cm – 5 cm.
- 4.3 *Vaakum filtreerimiseseade*, filtrihoidja koos klambriga.
- 4.4 *Klaaskiudfilter*, ilma orgaanilise sideaineta, veeproovide filtreerimiseks, säilitab rohkem kui 99% osakekest, mis on suuremad kui 1µm. Sobivad filtri diameetrid on 25 – 50 mm.
- 4.5 *Filter filtreerimaks ekstrakte*, vastavalt punktis 4.4 toodud kirjeldusele, kuid väiksema diameetri jaoks, näiteks 25 mm.
- 4.6 *Veevann*, reguleeritav $75^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, koos raamistikuga ekstraheerimisnõude jaoks.
- 4.7 *Ekstraheerimisnõu*, näiteks laiakaelalised oranžika värvusega klaaspudelid, kruvitava korgiga, mahutuvusega 30 – 50 ml.

5 Proovi säilitamine

Külmutatud veeproovide säilitamine pimedas rohkem kui 8 tundi on vastuvõetav, kuid seda tuleks siiski vältida. Võimalusel teostada punktides 6.1 ja 6.2 toodud sammu koheselt peale proovi võtmist. Vajadusel hoia töötlemata ekstrakte õhukindlas ekstraheerimisnõudes vähemalt -25°C juures kuni 30 päeva. Vältida veeproovide külmutamist ja kõrvaliste tahkete osakeste lisandumist.

6 Protseduur

6.1 Filtreerimine

Proovi täielikuks segunemiseks loksuta seda. Filtreeri mõõdetud veeproovi ruumala V_s (tavaliselt vahemikus 0,1 – 2 liitrit, sõltuvalt vetikate kontsentratsioonist) läbi klaaskiudfiltri (punkt 4.4), mis klambriga kinnitatud sobivale hoidikule. Kuivata filter vaakumis ja eemalda seejärel nii ruttu kui võimalik hoidikust ning asetage see järgnevalt ekstraheerimisnõusse. Ekstraheerimisnõusse mittedobivuse korral rebi see esmalt tükikesteks.

Välti kokkupuudet sõrmedega!

6.2 Ekstraheerimine

Mõõda täpne ruumala V_E (tavaliselt 20 ml või 25 ml) etanooliga (vt. 3.2) ekstraheerimisnõusse (vt. 4.7) ja lase filtri tükidel vee alla vajuda. Sulge kruvitav kork tihedasti, vältimaks ekstrakti aurustumisest tulenevaid kadusid. Loksuta veidi muutmaks filtri jäägid taashõljuvaks. Paiguta ekstraheerimisnõud

raamistiku ning aseta see veevanni (vt. 4.6) nii, et ekstrakti tase oleks samasugune vee tasemega vannis. Kuumuta 75° C juures 5 minutit. Võta raamistik (koos eksraheerimisnõudega) vannist.

Aeg ekstraheerimise ja mõõtmise vahel peab olema minimaalne.

MÄRKUS 2

Kogu öö külmutuskambris säilitatavate ekstraktidega tuleb eelnevalt teostada punktis 6.3 kirjeldatud mõõtmine. Pikemaajaline säilitamine ei tohi ületada 3 päeva. Filtreeri ekstrakt läbi filtri (vt. 4.5) puhtasse ekstaheerimisnõusse (vt 4.7), kuid ära loputa puhta lahustiga.

6.3 Fotomeetria

6.3.1 Kasutades pipetti kannu puhas ekstrakt spektromeetri küveti, jättes piisvalt ruumi hapendamise jaoks (vaata 6.3.2). Mõõda neeldumine vastavalt 665 nm (A_{665}) ja 750 nm (A_{750}) juures.

MÄRKUS 3

Neeldumine 665 nm juures peab jääma ühikute 0,01 ja 0,8 vahele. See on teostatav valides sobivalt filtreeritava vee hulga, lahuse hulga, küveti pikkuse jne. Alustuseks võta 0,5 liitrit proovi, 50 mm diameetriga filter, 20 ml etanooli ja 5 cm küvetti.

6.3.2 Hapenda osa ekstraktist (tavaliselt 5ml kuni 10 ml) 0,01 ml hüdrokloriidhappega 10 ml ekstrakti hulga kohta. Raputa ja mõõda uuesti neeldumine 665 nm ja 750 nm juures.

7 Arvutamine ja tulemuste esitamine

7.1 Klorofüll *a* kontsentratsioon ρ_c ($\mu\text{g l}^{-1}$) arvutatakse vastavalt järgnevale võrrandile:

$$\rho_c = \frac{(A - A_a)}{K_c} \cdot \frac{R}{R-1} \cdot \frac{10^3 \cdot V_e}{V_s \cdot d}, \quad (\text{M1.1})$$

kus

$A = A_{665} - A_{750}$ neeldumine ekstraktis enne hapendamist (vaata 6.3.1);

$A_a = A_{665} - A_{750}$ neeldumine ekstraktis pärast hapendamist;

V_e ekstrakti ruumala milliliitrites;

V_s filtreeritud proovi ruumala liitrites;

$K_c = 82 \text{ l} / \mu\text{g} \cdot \text{cm}$ on spetsiifiline koefitsient klorofüll *a* jaoks.

$R = 1,7$ on A / A_a suhe puhta klorofüll *a* jaoks;

d küveti pikkus sentimeetrites

- 7.2 Feopigmentide kontsentratsioon ρ_p ($\mu\text{g l}^{-1}$) arvutatakse vastavalt järgnevale võrrandile:

$$\rho_p = A_a \cdot \frac{R}{K_c} \cdot \frac{10^3 \cdot V_e}{V_s \cdot d} - \rho_c \quad (\text{M1.2})$$

- 7.3 Kui klorofüll *a* spetsiifilise spektraalneeldumise koefitsiendiks 90 % etanoolis võetakse väärtus $82 \text{ l mg}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ ja puhta klorofüll *a* jaoks $R = 1,7$ siis lihtsustub klorofüll *a* kontsentratsioon ρ_c veeproovis

$$\rho_c = (A - A_a) \cdot 29,6 \cdot \frac{V_e}{V_s \cdot d} \quad (\text{M1.3})$$

ja feopigmentide kontsentratsiooni jaoks võrrand (M1.2) lihtsustub võrrandiks (M1.4):

$$\rho_p = A_a \cdot 20,8 \cdot \frac{V_e}{V_s \cdot d} - \rho_c \quad (\text{M1.4})$$

LISAMÄRKUSED

Arvutatud feopigmentide kontsentratsiooni väärtused on vähem usaldusväärsed kui klorofüll *a* kontsentratsioonid. Laboratooriumitevahelised katsed on näidanud, et erinevates laboratooriumides määratud klorofüll *a* kõigub 5 % – 11 % ja feopigmentide määramine vastavalt 6 % – 46 %.

- 7.4 Märki üles tulemused mikrogrammides liitri kohta (või mg m^{-3}), mitte rohkem kui ühe või kahe kohaga pärast koma.

Näide:

Klorofüll <i>a</i> kontsentratsioon	5,5 $\mu\text{g l}^{-1}$
Feopigmentide kontsentratsioon	<0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$

Viited

- ISO 10260, 1992 (E). Water quality – Measurements of biochemical parameters – Spectrophotometric determination of chlorophyll-*a* concentration. (Geneva, Switzerland: ISO), 1-6.

HÕLJUMI MÄÄRAMINE ESS 340.2 (ENVIROMENTAL SCIENCES SECTION) MEETODIL

1 Ulatus ja rakendamine

- 1.1 Meetod on rakendatav joogi-, pinna- ja soolaste vete, majapidamis- ja tööstuslike jäätmete uurimiseks ja analüüsimiseks.
- 1.2 Praktiline määramisulatus on $2,0 \text{ mg l}^{-1}$ kuni $20,0 \text{ mg l}^{-1}$

2 Proovi käsitlemine ja säilitamine

- 2.1 Mittetüüpilised osakesed nagu lehed, pulgad, kalade ja fekaalide tükid peab proovist välja jätma, juhul kui on otsustatud, et nende kaasaarvamine ei ole lõpptulemuses soovitud.
- 2.2 Proovide säilitamine pole kasulik, analüüsima peaks hakkama nii kiiresti kui võimalik. Säilitamisel on soovitatav külmutamine 4°C -ni, et viia miinimumini hõljumi mikrobioloogiline lagunemine.

3 Kaasmõju

- 3.1 Filtreerimisvahendid, filtri materjal, eelpesemine, järelpesemine ning kuivatamistemperatuurid on üksikasjalikult määratud, sest need faktorid avaldavad mõju tulemustele.
- 3.2 Merevees ja merejääs ning samuti mõningates jäätmes võivad esineda tegelikusest tunduvalt suuremad hõljumi kontsentratsioonid, mis on tingitud sellest, et hõljum kleepub soolaosakeste külge. Tegelikku hõljumi hulga määramiseks on oluline filtrite ja aparatuuri pesemine 200 – 500 ml destilleeritud veega.

4 Katsevahendid

- 4.1 Klaasist mikrokiudfilter, läbimõõduga 25 – 55 mm, ilma orgaanilise sideaineta, Whatmani tüüp GF/F ($0,7 \mu\text{m}$)
- 4.2 Plastikust filtrikarbid
- 4.3 Pintsetid
- 4.4 Vaakumkolb (1000ml)
- 4.5 Klaasist (47 mm) mikroanalüüside filtrihoidja – lehter, klamber ja alus
- 4.6 Kuivatusahi temperatuuril $103 - 105^{\circ} \text{C}$
- 4.7 Muhvelahi temperatuuril $550 \pm 50^{\circ} \text{C}$
- 4.8 Kuivati
- 4.9 Analüütilised kaalud, millega on võimalik kaaluda kuni 0,1mg
- 4.10 Destilleeritud vesi

5 Koguhõljumi määramise protseduur

Filtri ettevalmistamine: Aseta filter alusele ja kinnita lehter klambriga. Enne vaakumi rakendamist pese filter kolm korda järjestikku 20 ml destilleeritud veega. Eemalda lehter aluselt ja asetada filter alumiinium nõusse ning põleta muhvelahjus temperatuuril 550 ± 50 °C 30 minutit. Seejärel pese filter uuesti kolm korda järjestikku 20 ml destilleeritud veega ja kuivata ahjus $103 - 105$ °C juures tund aega, jahuta kuivatis ja kaalu. [Kaal A, mg]

- 5.1 Vali proovi ruumala, mis annaks mitte rohkem kui 200 mg koguhõljumit.
- 5.2 Aseta filter alusele ning niisuta seda väikese hulga destilleeritud veega (sulgemaks filtrit kindlamalt vastu alust). Kinnita lehter klambiga aluse külge ja rakenda vaakum.
- 5.3 Raputa proovi enne filtreerimist ja vala väikeste kogustena filtrile. Eemalda kõik vee jäljed jätkates vaakumi rakendamist pärast seda, kui proov on läbi voolanud.
- 5.4 Eemalda ettevaatlikult filter aluselt. Kuivata vähemalt üks tund temperatuuril $103 - 105$ °C. Jahuta kuivatis ja kaalu. [Kaal B, mg]
- 5.5 Kui soovitakse mineraalset hõljumit, säilita proov nõus hilisemaks põletamiseks 550 °C juures.

6 Koguhõljumi arvutamine

Arvuta koguhõljum TSS (mg l^{-1}) järgnevalt:

$$TSS = \frac{1000(A - B)}{V}, \quad (\text{M2.1})$$

kus: A = puhta, ettevalmistatud filtri kaal, mg

B = filtri ja hõljumi kogukaal, mg

V = filtreeritud proovi ruumala, ml

7 Mineraalse hõljumi määramise protseduur

- 7.1 Pärast koguhõljumi lõpliku kaalu kindalaks määramist (5.4), asetage filter ja nõu muhvelahju ja põleta 550 °C juures 30 minutit.
- 7.2 Lase õhu käes veidi jahtuda, kuivata ja kaalu. [Kaal C, mg]

8 Mineraalse hõljumi arvutamine

Arvuta mineraalne hõljum SPIM (mg l^{-1}) järgnevalt:

$$SPIM = \frac{1000(C - A)}{V}, \quad (\text{M2.2})$$

kus: A = puhta, ettevalmistatud filtri kaal, mg

C = filtri+jäägi kaal mg-des pärast põletamist (7.2)

V = filtreeritud proovi ruumala, ml

9 Orgaanilise hõljumi arvutamine

Arvuta orgaaniline hõljum SPOM (mg l^{-1}) järgnevalt:

$$SPOM = TSS - SPIM \quad (M2.3)$$

10 Viited

- 10.1 Methods for the Chemical Analysis of Water and Waster, U.S. Environmental Protection Agency, Epa 600/4-79-020, p. 160.2, (1979)
- 10.2 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th Edition, p.96, Method 209C. (1985)
- 10.3 ESS method 340.2: Total Suspended Solids, Mass Balance (Dried at 103 – 105° C), Volatile Suspended Solids (Ignited at 550° C). Environmental Sciences Section, ESS 3, p.189-192. (1993)

KOLLASE AINE NEELDUMISSPEKTRI MÄÄRAMINE

Vees lahustunud värvunud orgaaniline aine (teised nimetused: CDOM, gelbstoff, yellow substance, kollane aine) koosneb peamiselt valgala pinnasest väljaleotatud humiidainetest ning orgaanilistest ühenditest, mis satuvad vette organismide elutegevuse tagajärjel. Mereoptikute uurimisobjektiks on kollane aine aga seetõttu, et ta omab olulist mõju päikesekiirguse neeldumisele vees — muutes kiirguse spektraalset koosseisu. Kollase aine sisaldusest tingitud suur neeldumine lühematel lainepikkustel nihutab energia maksimumi pikematele lainepikkustele (põhiliselt oranži ja punasesse spektri piirkonda) muutes sel viisil veevärvust (Davies-Colley ja Vant 1987).

Seadmed ja protseduur

Kõik prooviks vajalikud nõud tuleb hoolikalt pesta. Proove tuleb hoida pimedas, temperatuuril 4 – 5 °C. Enne neeldumise määramist tuleb proov (0,5–1,0 liitrit) filtreerida läbi eel-pestud klaaskuidfiltrit (Whatmani tüüp GF/F). Seejärel filtraat taasfiltreeritakse läbi eel-pestud 0.22 µm Millipore filtrit ja kohe pärast seda mõõdetakse neeldumine teistkordselt (Lindell jt., 1999).

Käesolevas töös mõõdeti kõigpealt *PERKIN ELMER* Lambda 40 UV/VIS spektrometriga veeproovi optiline tihedus $D(\lambda)$ (destileeritud vee suhtes) lainepikkuste vahemikus 300 – 900 nm (1 nm intervalliga), kasutades selleks 10 cm pikkust kuvetti.

Arvutused

Näiv neeldumiskoeffitsient $c_f^*(\lambda)$ saadakse valemist:

$$c_f^*(\lambda) = \frac{2,303 \cdot D(\lambda)}{r}, \quad (\text{M3.1})$$

kus $D(\lambda)$ on mõõdetud optiline tihedus ning r kuvetti pikkus meetrites.

Tegelik kollase aine neeldumiskoeffitsient $a_{ys}(\lambda)$ arvutatakse (Bricaud jt. 1981, Sipelgas jt. 2003):

$$\alpha_{ys}(\lambda) = c_f^*(\lambda) - \beta(\lambda), \quad (\text{M3.2})$$

kus $\beta(\lambda)$ on parameeter, mis võtab arvesse filtrist läbitunginud kolloidide valgusneelavat ja –hajutavat mõju.

Parandi $\beta(\lambda)$ määramiseks on kasutusel algoritm:

$$\beta(\lambda) = c_f^*(\lambda_R) (\lambda_R / \lambda)^g \quad (\text{M3.3})$$

kus $c_f^*(\lambda_R)$ on näiv neeldumiskoeffitsient mingil fikseeritud lainepikkusel spektri punases osas (tingimuseks on, et $a_{ys}(\lambda_R) = 0$). Astmenäitaja g väärtuseks pakuvad erinevad uurijad arve 0 ja 2 vahel (Bricaud jt. 1981, Davies-Colley ja Vant 1987, Gallie 1994, Sipelgas jt. 2003). Käesolevas töös on valemis (M3.3) kasutatud $g = 1$ (Davies-Colley ja Vant 1987).

Viited

Bricaud, A., Morel A. & Prieur L. 1981. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domain. *Limnol. Oceanogr.* **26**: 43-531

Davies-Colley, R. J. & Vant W. N. 1997. Absorption of light by yellow substance in freshwaters lakes. *Limnol. Oceanogr.* **32**, 2: 416-425.

Gallie E. A. 1994. Optical calibration parameters for water-colour models from Swan lake, Northern Ontario. *Can. J. Remote Sensing*, **20**, 156-161.

Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G. & Zilioli E. 1999. *Manual of monitoring European lakes using remote sensing techniques*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 162pp.

Sipelgas L., Kallio K., Arst H., Erm A., Oja P. & Soomere T. 2003. Optical properties dissolved organic matter in Finnish and Estonian lakes. *Nordic Hydrology*, **34**, 4, 361-386.

OSAKESTE NEELDUMISSPEKTRI MÄÄRAMINE

Osakeste neeldumisspektri määramise meetodi GF/F filtritelt esitas Yentsch (1962) ning hiljem on seda täiustanud autorid: Mitchell (1990), Cleveland ja Weidemann (1993) ning Tassan ja Ferrari (1995).

Töö protseduur

Vesi filtreeritakse läbi Whatman GF/F filtri poori läbimõõduga 0,6-0,7 µm. Kohese edasise uurimise puudumisel tuleks osakesi sisaldavad filtrid asetada plastikust filtrihoidjasse ja säilitada vedelas lämmastikus. Vedel lämmastik külmutab silmapilkselt osakesed filtrile, takistades seeläbi rakkude purunemist ja pigmentide vähenemist. Lühema säilitamise jaoks (erinevate mõõtmiste kestel) piisab filtrite hoidmisest pimedas külmutusseadmes. Eelistatud variandiks oleks siiski mõõtmiste sooritamine nii varakult kui võimalik peale proovide võtmist.

Osakesi sisaldav filter sulatatakse ja niisutatakse destileeritud vees ja asetatakse seejärel kahekiirelisse spektromeetrisse (käesolevas töös: *PERKIN ELMER* Lambda 40 UV/VIS), mis on varustatud eriseadmetega — osakesi sisaldav külg valguskiire suunas ning filter ise võimalikult lähedale hajuvat valgust edasikandvale lisaseadmele või valgusdetektorile. Puhast GF/F filtrit niisutatakse samuti destileeritud vees ja asetatakse spektromeetrisse teise kiire ette. Seejärel mõõdetakse osakeste optiline tihedus D_{filter} puhta GF/F filtri suhtes lainepikkuste vahemikus 350 – 700 nm (Lindell jt., 1999).

Korrigeerimine

GF/F filtril on omadus tugevasti valgust hajutada, suur hajumine suurendab omakorda aga ka neeldumise tõenäosust ning seega võivad mõõdetud tulemused olla suuremad tegelikest optilise tiheduse väärtustest, seda nähtust nimetatakse teepikkuse võimenduseks. Korrigeerimiseks kasutatakse empiirilist suhet, mis põhineb nii GF/F filtrile jäänud osakeste optilise tiheduse (D_{filter}) mõõtmisel, kui ka sama osakeste hulga optilise tiheduse mõõtmisel lahuses (D_{susp}). Cleveland ja Weidemann (1993) kasutasid proove, kus D_{filter} on väiksem 0,3 -st ning leidsid järgmise seose:

$$D_{\text{susp}}(\lambda) = 0,378 D_{\text{filter}}(\lambda) + 0,523 (D_{\text{filter}}(\lambda))^2. \quad (\text{M4.1})$$

Osakeste (fütoplanton+ tripton) neeldumisspektri arvutamine

Saadud optilisest tihedusest arvutatakse osakeste neeldumine $a_p(\lambda)$ erinevatel lainepikkustel, mida väljendatakse m^{-1} :

$$a_p(\lambda) = \frac{2,303D_{susp}(\lambda)}{(V_{filter} / A_c)}, \quad (M4.2)$$

kus tegur 2,303 tuleneb üleminekust $\log_{10} - \ln$ \log_e -le, V_{filter} on filtreeritud vee ruumala (m^3) ja A_c on filtri töötav pindala (m^2). Töötav pindala defineeritakse alana, mida kasutatakse aktiivselt filtreerimise ajal.

Pigmentide eemaldamise meetodid

Kishino (1985) tutvustas pigmentide ekstraheerimist filtrile jäänud osakestelt, mis põhineb eespool kirjeldatud GF/F meetodil, kuid sisaldab ka uut osa — mõõdetud filtrid pannakse tagasi filtreerimisseadmesse ja immutatakse metanooli, etanooli või atsetooniga sõltuvalt fütoplanktoni sisaldusest vees. Magevee vetikate korral soovitatatakse pleegitamist NaO_2Cl -ga (1 ml 1 liitri vee kohta) (Tassan ja Ferrari 1995). NaO_2Cl -l pole optilist mõju, seega jäävad pärast vee filtreerimist filtrile vaid fütoplanktoni rakkude kestad (detriit) ja valgust mitteneelavad mineraalsed osakesed. Seejärel mõõdetakse filtri optiline tihedus D_{filter} .

Fütoplanktoni ja triptoni neeldumisspektri arvutamine

Saadud tulemustest arvutatakse kõigepealt arvutatakse triptoni neeldumiskoeffitsient $a_t(\lambda)$ vastavalt valemile 2 (valemis 2 on nüüd a_p asemel a_t , kuna pigemendid eemaldati) ning seejärel arvutakse fütoplanktoni neeldumiskoeffitsient kõigi lainepikkuste jaoks lahutamise teel:

$$a_{ph}(\lambda) = a_p(\lambda) - a_t(\lambda) \quad (M4.3)$$

Pleegitamisele NaO_2Cl -ga ei allu siiki kõik pigemendid ning eutroofsete järvede veeproovide kooral peab suurendama NaO_2Cl kogust (antud töös kasutatud kuni 3 ml 0,5 liitri vee kohta).

Viited

- Cleveland J. S. & Weideman A. D. 1993. Quantifying absorption by aquatic particles: a multiple scattering correction for glassfibre filters. *Limnol. Oceanogr.* 38, 1321-1327
- Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G. & Zilioli E. 1999. *Manual of monitoring European lakes using remote sensing techniques*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 162pp.
- Mitchell B. G. 1990. Algorithms for determination the absorption coefficient of aquatic particles using the Quantive Filter Technique (QTF) *Ocean Optics* 10, Proc. SPIE 1302.
- Tassan S. & Ferrari G. M. 1995. An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. *Limnol. Oceanogr.* 34, 1656-1672.
- Yentsch, C. S. 1962. Measurements of visible light absorption by particulate matter in ocean. *Limnol. Oceanogr.* 7, 207-217.

Effect of coloured dissolved organic matter on the attenuation of photosynthetically active radiation in Lake Peipsi

Anu Reinart^{a*}, Birgot Paavel^b, and Lea Tuvikene^c

^a Department of Limnology, Uppsala University, Norbyvägen 20, 752 36, Uppsala, Sweden

^b Estonian Marine Institute, University of Tartu, Mäealuse 10A, 12618 Tallinn, Estonia

^c Võrtsjärv Limnological Station, Institute of Zoology and Botany, Estonian Agricultural University, 61101 Rannu, Tartumaa, Estonia

Received 12 March 2004, in revised form 30 March 2004

Abstract. On the bases of underwater radiation measurements and laboratory analyses of water samples, the effect of coloured dissolved organic matter (CDOM) on the light field in the largest Estonian lake, Lake Peipsi, was investigated. CDOM variation and its optical properties were compared with two other large European lakes, Vänern and Vättern in Sweden, as well as with 41 small lakes in Estonia, Sweden, and Finland. The light absorption coefficient at 380 nm for filtered water varied from 4.1 to 16.7 m⁻¹ with the highest values close to the inflow of the Suur-Emajõgi River. CDOM values in L. Peipsi are in the same range as measured earlier in small Estonian and Finnish lakes. Various optical water types (“brown”, “moderate”, “turbid”) were sampled over L. Peipsi. It is shown that the use of GF/F filters results in on average 4% higher absorption values than the use of filters with pore size 0.2 µm, and the effect might be up to ±20% in clear waters. Comparison of spectral measurements of diffuse attenuation coefficient with three-band spectrometer’s data showed high consistence of datasets. This allows supplementing the existing database of optical properties of lakes in Estonia with new data from L. Peipsi.

Key words: light field, optical properties, dissolved organic matter.

INTRODUCTION

Lake Peipsi on the border of Estonia and Russia is a large northern lake, unique in its nature – shallow, eutrophic, biologically very productive, and bordered by many wetland areas along its coast. About 240 rivers and streams fall into L. Peipsi and there is only one outflow, the Narva River, carrying the water from L. Peipsi to the Gulf of Finland (Nõges, 2001).

The underwater light field determines components of ecological conditions in water: primary production (Krause-Jensen & Sand-Jensen, 1998), species composition of the phytoplankton communities (Schanz, 1985), depth distribution of submerged macrophytes (Duarte, 1991), and heat budget of the water body (Fedorov & Ginsburg, 1992).

The diffuse attenuation coefficient, (K_d), characterizes the gradient of the vertical decrease of irradiance in the water. It depends on surface and illumination conditions, but also on concentrations of optically active substances (OAS) in water (Dera, 1992). This parameter is widely used in practice to characterize the light field and propagation of photosynthetically active radiation (PAR, spectral range 400–700 nm) inside water, because it

* Corresponding author, anu.reinart@ebc.uu.se

is rather easily determined by standard and commercially available instruments, and also closely related to inherent optical properties of water (Kirk, 1994; Mobley, 1994). The water in Lake Peipsi is rich in all OAS: phytoplankton, suspended mineral particles, and dissolved organic matter (DOM).

In natural water bodies DOM is not identifiable as a distinct molecule, but it is a rather indeterminate mixture of dissolved organic substances (Dera, 1992). Its chromophore-containing compounds contribute significantly to the total light absorption in the water. These OAS are mostly referred to as coloured dissolved organic matter (Hoge et al., 1993; Kallio, 1999) or chromophoric dissolved organic matter, CDOM (Miller et al., 2000). In northern inland waters DOM is an important variable of the water ecosystem as it affects the water colour and quality, it captures energy that could be available for photosynthesis, and influences photochemical mineralization of dissolved organic carbon (Davies-Colley & Vant, 1987; Jansson, 1998; Kallio, 1999). Concentrations of DOM are especially high in boreal and northern lakes, where it is transported to lakes from soil leaching and surface water runoff (mainly rivers). The lakes influenced by high amounts of DOM develop carbon dioxide supersaturation of the water and export of carbon dioxide to the atmosphere (Cole et al., 1994; Sobek et al., 2003). Released carbon dioxide on the other hand has an effect for climate change (Freeman et al., 2001). The concentration of DOM in freshwater environments has implications for the further transport to the marine environment and therefore has a significant influence on coastal ecosystems.

CDOM (also called *yellow substance* and *gilvin*) refers to any type of DOM, regardless of its origin, which has optical effect (Bricaud et al., 1981) and can be measured by optical methods (Lindell et al., 1999). Its amount in water is commonly expressed as the absorption coefficient of filtered water at some fixed wavelength and a parameter describing spectral variation (Davies-Colley & Vant, 1987; Dera, 1992; Gege, 2000).

We investigated the effect of CDOM on the light field in Lake Peipsi, relying on the data obtained in the course of field measurements of downwelling and upwelling irradiances, as well as by laboratory analyses of water samples. For comparison analogous data from two other large European lakes (Vänern and Vättern in Sweden) and numerous small lakes and coastal waters in Estonia and Finland were used. As the datasets were collected using different instruments and different methods, special attention was paid to comparative analyses.

MATERIALS AND METHODS

Field campaigns to measure optical properties were carried out on 11–18 and 26 June, 18 Aug, and 4 Nov 2003 in Lake Peipsi *s.s.* and in narrow Lake Lämmijärv (Fig. 1). As the third basin of Lake Peipsi – Lake Pihkva (Pskov) belongs almost entirely to Russia it was not visited by us in 2003.

Underwater irradiance measurements were made using two instruments. One of them was a GER 1500 (capable of measuring in the upward and downward directions, spectral range 400–900 nm, resolution 2 nm) mounted into a waterproof box. The measurements setup was the same as used in deep Swedish lakes (Strömbeck, 2001). The vertical diffuse attenuation coefficient, $K_d(\lambda)$, can be calculated for the depth interval from the measured irradiances at two different depths (z_1 and z_2) using the equation:

$$K_d(\lambda) = -\frac{1}{z_2 - z_1} \ln \left[\frac{E_d(\lambda, z_2)}{E_d(\lambda, z_1)} \right], \quad (1)$$

where $E_d(\lambda, z_1)$ and $E_d(\lambda, z_2)$ are the values of irradiances at depths z_1 and z_2 . During our field trips it was possible to use this instrument setup only in the deepest places (7–9 m) in the centre of L. Peipsi s.s. (Fig. 1; 3 measurements), as a special ship was needed to lower the frame with all instruments (Reinart et al., 2004).

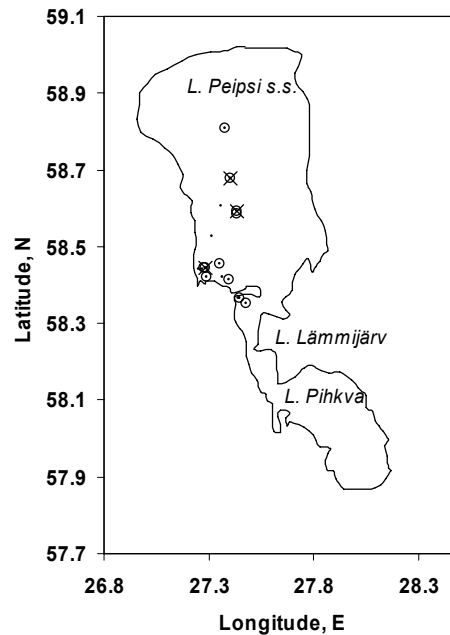


Fig. 1. Scheme of L. Peipsi with measurement sites during the field campaign in 2003: dots show for water samples, circles for radiation measurements, and crosses for spectral measurements.

Another instrument that we used for measuring underwater irradiance was a profiling radiometer BIC-2104 (Biospherical Instruments Inc.) with three bands (412, 555, 665 nm), a PAR sensor (units $\mu\text{Einsteins m}^{-2} \text{s}^{-1}$), and an additional surface PAR sensor. This instrument is easy to handle and suitable for measurements even in very shallow water (at least ~ 20 cm). Data were collected continuously during lowering and lifting the instrument, stored together with the respective depth (precision ± 2 cm) and temperature data into a laptop computer. Immediately after vertical profiling dark current values were also measured during 5 s and subtracted from data according to the measurement instructions provided by the producer. Irradiance data were corrected for changes in incident light according to Virta & Blanco-Sequeiros (1995). The depth-averaged values of $K_d(\lambda)$ and $K_{d,PAR}$ (respectively spectral and PAR diffuse attenuation coefficients) were determined in the following way: irradiance values down to the depth where the value is 1% of the subsurface value are fitted by least-squares to a straight line on a semilog plot, the slope of which is determined by K_d . The determination coefficient of logarithmic fit was always higher than 0.97. The measurements with the BIC-2104 were made in 11 points in L. Peipsi (Fig. 1).

The effect of a dark current on the value of K_d was investigated separately. Application of a dark current correction yielded 12.7–37.2% higher K_d in the 412 nm band; the effect in other channels was much lower, being -2.6 to $+0.4\%$ in the 555 nm band and -2.8 to $+0.2\%$ in the 665 nm band. The corrected and uncorrected results differed by -17.4 to $+0.4\%$ in the PAR band. The differences were highest in the case of low values of irradiance (cloudy day and/or late time of day).

Water samples (16) were collected only from the surface layer (0.2 m). A standard water sampler was used and the samples were stored in dark and cold for less than 7 h before filtering. The relative transparency of water was measured using Secchi disc during the time of sampling. For chlorophyll concentrations (C_{chl}) 0.5–1.0 L of water was filtered through Whatman GF/F filters (pore size 0.6–0.7 μm). The chlorophyll *a* + phaeophytin *a* concentration was measured spectrophotometrically on ethanol extracts of filters according to the ISO 10260 standard method (Lindell et al., 1999). The concentration of suspended matter, C_{SM} , was measured gravimetrically after filtration of the same amount of water through pre-weighed and pre-combusted Whatman GF/F filters; the inorganic fraction, C_{SIM} , was measured after combustion at 550°C for 30 min.

The light absorption coefficient of filtered water was measured spectrophotometrically using a *PERKIN ELMER* Lambda 40 UV/VIS spectrometer (in the range 300–900 nm) in a 10 cm cuvette as the difference between the sample and distilled water, the result is denoted as c_f^* . The values of the absorption coefficient for yellow substance, a_{ys} , can be estimated in the following way (Bricaud et al., 1981):

$$a_{ys}(\lambda) = c_f^*(\lambda) - \beta(\lambda), \quad (2)$$

where $\beta(\lambda)$ is the correction for residual scattering:

$$\beta(\lambda) = c_f^*(\lambda_R)(\lambda_R/\lambda)^g. \quad (3)$$

Usually λ_R is taken equal to 750 nm, but for the parameter g the values 0, 1, and 2 have been proposed (Bricaud et al., 1981; Davies-Colley & Vant, 1987; Gallie, 1994; Mäekivi & Arst, 1996; Kallio, 1999; Aas, 2000; Sipelgas et al., 2003). In the present study we use the values $\lambda_R = 750$ nm and $g = 1$. The absorption spectra were approximated by a linear regression between the logarithm of $a_{ys}(\lambda)$ and the wavelengths between 380 and 550 nm (e.g. Bricaud et al., 1981):

$$a_{ys}(\lambda) = a_{ys}(\lambda_0)e^{-S(\lambda-\lambda_0)}, \quad (4)$$

where $a_{ys}(\lambda_0)$ is the absorption coefficient (in m^{-1}) at reference wavelength λ_0 (in nm), and S is the slope factor of the spectrum. We calculated the factor S over the spectral range 380–550 nm and took $\lambda_0 = 420$ nm as suitable for parameterization of the simple bio-optical model elaborated by Pierson & Strömbeck (2001). For comparison with other studies in Estonian lakes made by Arst et al. (1999), Sipelgas et al. (2003), and Reinart et al. (2003), a_{ys} values at 420 and 380 nm are both used in the present study.

We made repeated measurements using Whatman GF/F (pore size 0.6–0.7 μm) and Whatman polyethersulfone filters (pore size 0.2 μm), as in many previous studies elsewhere and especially in Swedish, Estonian, and Finnish lakes (Mäekivi & Arst, 1996; Östlund et al., 2001, Strömbeck & Pierson, 2001; Sipelgas et al., 2003) filters with different pore size were used. Additionally to 16 L. Peipsi water samples, we analysed water samples collected from 20 southern Swedish lakes (26 June to 7 July 2003), 6 southern Estonian lakes (11–13 June 2003), 15 southern Finnish lakes (9–19 June 2002), 12 samples from L. Vättern (29–31 May 2002), and 21 samples from L. Vänern (21–23 May 2002). Data on OAS in all investigated water bodies (102 samples in total) are shown in Table 1. Samples from L. Vänern were filtered first through GF/F filters and only after two month analyses were repeated for 0.2 μm filters.

Table 1. Mean values and respective standard deviations for some bio-optical parameters in lake waters obtained during measurement campaigns in 2002–03

	$C_{chl.}$ $mg\ m^{-3}$	C_{SM_1} $g\ m^{-3}$	C_{SM_2} $g\ m^{-3}$	$a_{ys}(380)$, m^{-1}	$S(380-550)$	Secchi depth, m
L. Peipsi	12.7±14.8	9.5±7.5	4.9±4.1	6.93±3.95	0.018±0.001	1.7±0.9
Estonian lakes*	21.1±20.1	6.3±5.9	1.2±1.5	4.92±3.22	0.016±0.002	2.7±1.8
L. Vänern	3.6±1.5	1.2±0.4	0.4±0.3	3.63±1.31	0.014±0.002	4.0±0.6
L. Vättern	1.8±0.6	0.6±0.2	0.1±0.1	0.95±0.21	0.014±0.002	9.1±0.4
Finnish lakes*	13.7±14.2	5.9±7.3	0.3±0.2	7.80±4.26	0.016±0.004	2.4±1.6
Small Swedish lakes	2.18±2.98	3.0±2.6	1.1±2.0	12.03±7.60	0.015±0.001	2.32±1.26

* Data from small lakes database (1994–2000) are included.

For comparison of the results obtained for L. Peipsi with other lakes, we used the database of small Estonian and Finnish lakes collected by the marine optics workgroup, Estonian Marine Institute, in cooperation with the Department of Geophysics, University of Helsinki, during the years 1994–2000 (published partly by Reinart & Herlevi, 1999; Arst, 2003; Reinart et al., 2003). We processed raw data to get values of $K_d(\lambda)$ from underwater irradiance measurements with a spectroradiometer LI-1800 UW. LI-1800 UW measures in the range 300–850 nm, with a resolution of 2 nm ($W\ m^{-2}\ nm^{-1}$), at depths 0.5–6 m, depending from water properties and light conditions. Changes in underwater irradiance due to variation of incident irradiance (time, cloud cover) were taken into account using simultaneously recorded air pyranometer data. From these spectra the averaged over depth attenuation coefficient and integral over PAR region ($K_{d,PAR}$) were estimated also by logarithmic fit irradiance vs. depth data. Mostly the values of K_d for the 0.5–2 m layer were used. Data with exceptionally high (or low) values were excluded as these contained more errors and noise. All together 84 spectra (400–800 nm) were analysed. This database includes also values for OAS, which are shown together with our samples in Table 1.

RESULTS AND DISCUSSION

Absorption by yellow substance

Over L. Peipsi 16 points were sampled at different distances from the mouth of the Suur-Emajõgi River towards the open area of the lake (0.5–15 km), in the shallow area around Piirissaare Island, and in L. Lämmijärv. The values of $a_{ys}(380)$ for samples that were taken at least 2.9 km distance from the shore were lower (4.1–5.7 m^{-1}), being therefore slightly lower than the average for many Estonian and Finnish lakes (6.6 m^{-1}) estimated earlier by Sipelgas et al. (2003). The concentration of CDOM in the water of L. Vänern was close to the lowest limit of L. Peipsi, while L. Vättern had a really low absorption by CDOM (Table 1). As can be expected, the highest value of $a_{ys}(380)$ in L. Peipsi was measured in the point closest to the Suur-Emajõgi River mouth (Fig. 2, at 634 m). The other points in Fig. 2 with high values of $a_{ys}(380)$ were sampled up to 12 km from the river mouth but close to the shore or Piirissaare Island.

There is no systematic variation in the slope parameter $S(380-550)$ estimated from samples. It varies from 0.015 to 0.019 nm^{-1} and is in the same range as reported before for Estonian lakes (Arst, 2003; Sipelgas et al., 2003). In L. Vänern and L. Vättern $S(380-550)$ values are slightly lower, but there is also rather large variability among samples. For L. Vättern the average value reported earlier is much higher (0.017 nm^{-1} by Strömbeck, 2001) than the value estimated by our latest measurements (Table 1) using the same method. However, in L. Vättern was also large variation over a limited number of samples

(15 samples and the range of $S(380-550)$ was $0.009-0.033 \text{ nm}^{-1}$, by N. Strömbeck, 2004, pers. comm.). In L. Peipsi the lowest value of $S(380-550)$ was measured in the closest point to the shore (Fig. 2); however, by this one point we cannot conclude that there is really variation in the types of DOM. In natural waters large variation of S values from 0.004 up to 0.053 nm^{-1} over seasons, locations, and water types have been reported (overview in Aas, 2000).

A rather thorough investigation on the optical properties of DOM was carried out by Sipelgas et al. (2003). The measurement data in the period 1994–99 for 13 Estonian and 11 Finnish small lakes (altogether 462 spectra) were used. The mathematical approximation of $a_{ys}(\lambda)$ spectra as well as the values of slope factor were studied. The respective range of S for Estonian lakes (different spectral intervals and different values of g) was $0.006-0.030$ (Sipelgas et al., 2003).

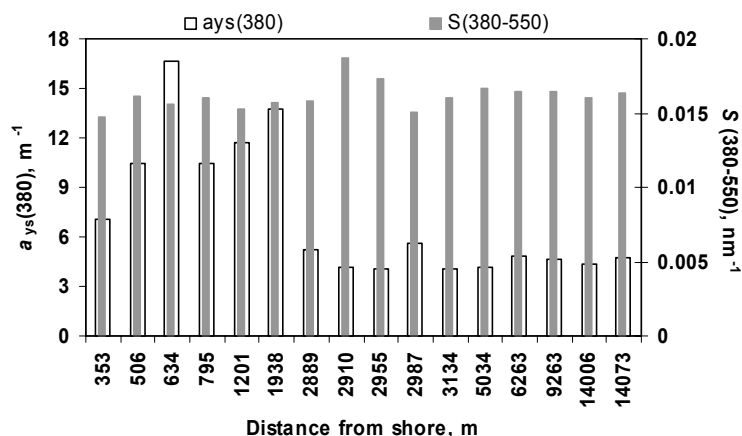


Fig. 2. Variation of $a_{ys}(380)$ and $S(380-550)$ in L. Peipsi obtained by measurements in 2003.

Some authors note a general trend of the shape factor to increase with decreasing yellow substance absorption in a large range of lakes and sea areas (Davies-Colley & Vant, 1987; Aas, 2000). Rather often the slope factor is high in lakes where the amount of yellow substance is large (Herlevi et al., 1999; Arst, 2003); this is also the case in L. Peipsi (0.0176 nm^{-1} compared with 0.0144 nm^{-1} in L. Vänern; Table 1). This variation may be caused by different organic compounds forming yellow substance (Kallio, 1999; Miller et al., 2000). As shown by Sipelgas et al. (2003), the slope factor is very much affected by the spectral range for which it is calculated. The slope parameter may be $\sim 30\%$ lower when calculated over the spectral range $350-700 \text{ nm}$ compared with the range $350-500 \text{ nm}$ as attenuation at longer wavelengths is generally small. Correction for residual scattering also increases S values by $10-20\%$ depending on the correction type (parameter g may be 0, 1, or 2).

Analyses of the effect of the pore size of the filter on the absorption coefficient showed a very good correlation between data from GF/F (pore size $0.6-0.7 \mu\text{m}$) and $0.2 \mu\text{m}$ filters (Fig. 3). The values estimated using GF/F filters were on average 4% larger than those obtained using filters with the small pore size; however, the correlation coefficient was very high ($R^2 > 0.99$) between the two datasets (Fig. 3a). Differences in absorption values are larger in waters whose $a_{ys}(380)$ values are less than 2.5 m^{-1} ($\pm 20\%$) because of measurement errors. In clear-water lakes $a_{ys}(380)$ may be even higher after the second filtering as micro bubbles cause additional scattering (Gege, 2000). In turbid waters $a_{ys}(380)$ values are lower when smaller pore size is used as more particles are removed from the water. The difference is less than 4% when $a_{ys}(380)$ is higher than 8 m^{-1} . The two months' delay in the second filtering analyses (L. Vänern data) brought about more scattered results; however, they are still close to other data. A decrease in $a_{ys}(380)$ values after filtering samples

through 0.2 μm pore filters was also found in a few samples from eutrophic lakes (Sipelgas et al., 2003).

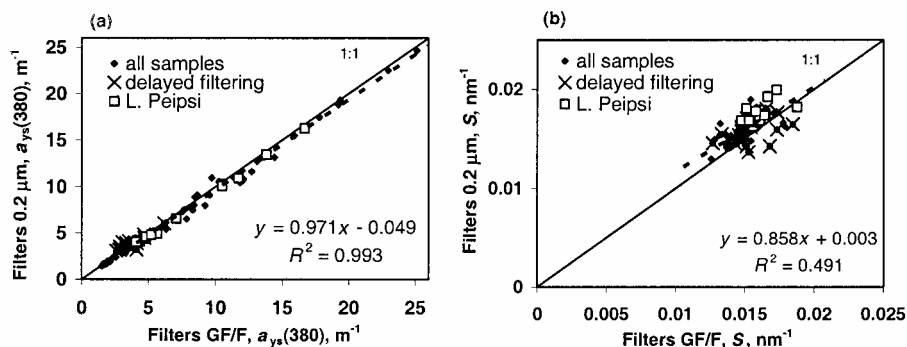


Fig. 3. Comparison of results obtained using filters with pore size 0.6–0.7 μm and 0.20 μm : (a) Absorption coefficient at 420 nm and (b) slope parameter $S(380-550)$ in lakes in Sweden, Finland, and Estonia. Samples for which filtering was delayed are not included into calculation.

The slope parameter values estimated from both datasets (GF/F and 0.2 μm) vary more irregularly (Fig. 3b). Analyses with smaller pore size filters gave a higher slope (in L. Peipsi 0.0176 ± 0.0009) compared with larger pore size analyses (in L. Peipsi 0.0162 ± 0.0007). Again, samples that were analysed later differed more from the other samples (standard deviation 0.002), probably because some colloidal material was formed.

The small negative intercept value in the relationship between absorption values (Fig. 3a) and the positive intercept in the relationship between slope values (Fig. 3b) indicate that some small particles have really remained in water after filtering through a GF/F filter and that these are removed by second filtering.

Bio-optical models by different authors use different wavelengths to parameterize yellow substance absorption. In this study we compared the results obtained for wavelengths 420 and 380 nm. There are very good linear relationships between the absorptions measured at 420 and 380 nm. The relevant parameters are listed in Table 2 (only GF/F filter results are shown). The correlation coefficient obtained using Eq. 4 and slope parameters calculated from measured spectra was also very high. The respective standard error was 0.08 m^{-1} . When a constant slope factor is applied (0.00154 nm^{-1} as average over the whole dataset), correlation will still remain high and the relative error of the estimate is the same as when the empirical linear relationship is used (0.13 m^{-1}). This suggests that a slope value as close as possible to the value for the water body under investigation should be used in bio-optical models. However, variation in measurements still causes an error around 10% in the estimated values of $a_{ys}(420)$.

The suitability of the exponential function for modelling the yellow substance absorption coefficient in L. Peipsi was estimated by calculating the relative differences between the measured and the modelled (Eq. 4) spectra using the average slope value $0.0162 (\pm 0.0007) \text{ nm}^{-1}$, and also the slope values calculated from every single measured spectrum. In the blue region of the spectrum both results are very close to the measured values – average S results in a larger standard deviation among results, but the error does not exceed 1% (Fig. 4). In other spectral regions differences are larger (around 20%) and the use of average S increases the standard deviation among samples up to 42%. In general, the exponential

Table 2. Parameters for linear regression between measured (Y) and calculated (X) $a_{ys}(420)$ values ($N = 102$)

X	Relationship	R^2	SE
$a_{ys}(380)$ measured	$Y = 0.499 (\pm 0.002)X - 0.087 (\pm 0.023)$	0.998	0.13
$a_{ys}(420) = a_{ys}(380) \exp(-S \times 40)$	$Y = 0.880 (\pm 0.003)X$	0.999	0.08
$a_{ys}(420) = a_{ys}(380) \exp(-0.0152 \times 40)$	$Y = 0.918 (\pm 0.005)X - 0.087 (\pm 0.023)$	0.997	0.13

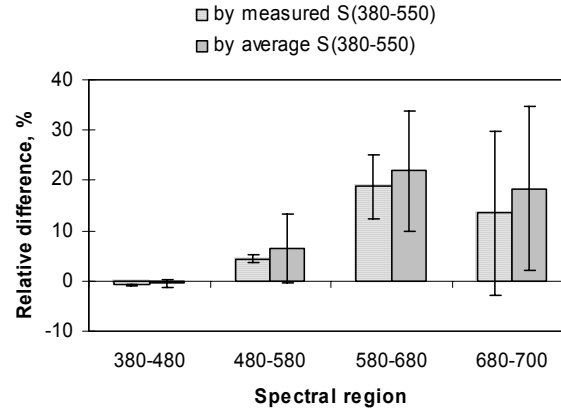


Fig. 4. Comparison of values of relative differences $[a_{ys}(\text{meas}) - a_{ys}(\text{calc})]/a_{ys}(\text{meas})$ using the average slope $S(380-550)$ and estimated from each sample of L. Peipsi. Boxes show the average value and vertical lines the standard deviation of samples.

model gives slightly higher values of absorption in the region 380–480 nm, but in other spectral regions the values are underestimated by up to 40%. When $\lambda > 700$ nm, errors may increase many times, as absolute values become very low in all L. Peipsi samples.

Analysing 462 filtered water samples from different lakes, Sipelgas et al. (2003) showed that the smallest difference between modelled and measured spectra is achieved when the slope parameter is calculated over a narrow wavelength interval (380–500 instead of 350–700 nm) despite the scattering correction method. For models over the whole PAR 350–700 region it causes underestimation of absorption in the red region of the spectrum by around $\pm 40\%$, which is very similar to our results for L. Peipsi spectra. As total absorption in the red region is high because of absorption of light by water itself, the produced errors may be considered insignificant except for waters with high concentrations of CDOM where $a_{ys}(380) > 6.3 \text{ m}^{-1}$. Then $a_{ys}(600)$ becomes higher than absorption by water at this wavelength, 0.2224 m^{-1} (Pope & Fry, 1997). Therefore these errors will be significant in bio-optical modelling of L. Peipsi coastal waters.

Spectral diffuse attenuation coefficient

All optically active components affect irradiance attenuation in water in a different manner, therefore the absolute values and shape of K_d spectra may differ significantly (Fig. 5). In L. Peipsi the spectral diffuse attenuation coefficient

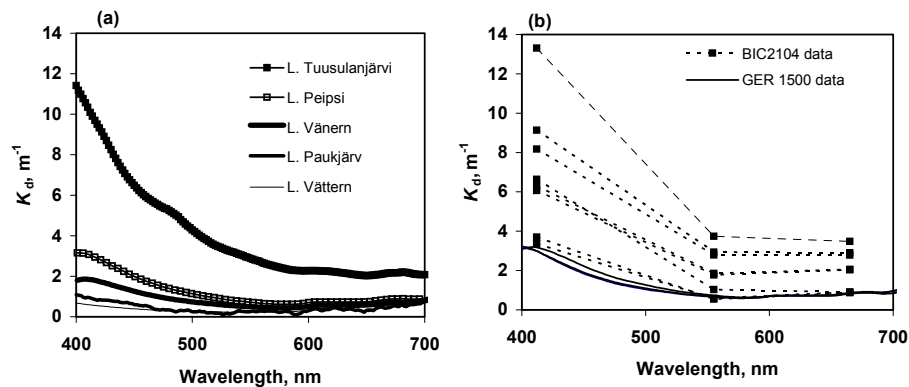


Fig. 5. Examples of diffuse attenuation coefficient spectra: (a) average measured in different lakes; (b) measured in different sampling stations in L. Peipsi by spectral and multispectral spectrometers.

$K_d(\lambda)$ was measured only in the deepest part of the lake where OAS have the lowest concentrations ($C_{\text{chl}} = 2.9\text{--}6.9 \text{ mg m}^{-3}$, $C_{\text{SM}} = 0.2\text{--}1.7 \text{ g m}^{-3}$, and $a_{\text{ys}}(380) = 4.7\text{--}4.9 \text{ m}^{-1}$). Therefore they represent the lowest K_d values in this lake, being still notably higher than the average spectra from lakes Vättern, Vänern, and Paukjärv. Lake Paukjärv represents the lowest K_d values measured during the expeditions in Estonia and Finland in 1994–2000 (Fig. 5a). However, K_d values measured with a three-channel spectrometer BIC-2104 show that that attenuation in shallow areas of a lake is sometimes comparable with most turbid samples measured earlier (e.g. L. Tuusulanjärvi) (Fig. 5b).

Detailed analysis of diffuse attenuation spectra in different types of lakes is presented by Reinart & Herlevi (1999). In clear lakes (like L. Vättern) a small amount of CDOM causes an increase in the attenuation in the violet and blue parts of the spectrum, but the main attenuating factor in red part of spectrum is water itself. For these lakes it is characteristic that the highest attenuation is in the red part of the spectrum and that the irradiance that penetrates to the deepest layers is in the range 540–550 nm. The values of $K_d(\lambda)$ measured in the open area of L. Peipsi are comparable to the surface waters of L. Verevi, while in shallow areas of L. Peipsi they are similar to those in lakes Võrtsjärv and Ülemiste. In these shallow lakes rich in phytoplankton, the attenuation in the violet and blue parts of the spectrum typically exceeds the attenuation in the red part. An additional attenuation peak around 680 nm, caused by absorption in phytoplankton pigments, is remarkable (even a weak maximum $\sim 620 \text{ nm}$ could be seen). In these lakes irradiance is attenuated strongly over the whole spectrum, the most penetrating radiation being in the spectral range 590–650 nm. By our earlier measurements (Reinart & Herlevi, 1999) the values of $K_{\text{d,PAR}}$ range from 0.3 m^{-1} in L. Paukjärv to 7.2 m^{-1} in Nohipalu Mustjärv. In L. Peipsi $K_{\text{d,PAR}}$ varied from 0.89 to 3.76 m^{-1} , which means that the euphotic depth (the depth to which 1% of the subsurface irradiance reaches) varies there from 1.2 to 5.2 m. As the mean depth of L. Peipsi is only 7 m, large areas of bottom should be well lighted. This makes the light conditions in L. Peipsi very different from deep Swedish lakes, Vänern and Vättern, where PAR penetrates on average to depths of 5.7 m and 11.9 m, the mean depth of lakes being 27 and 40 m, respectively.

To understand the effect of the different configuration of the instrumentation to measurement results, $K_{\text{d,PAR}}$ data were plotted against K_d values at three wavelengths extracted from spectral K_d , according to BIC-2104 bands 412, 555, and 665 nm (Fig. 6). There is a significant correlation between K_d at these three bands ($R^2 = 0.74\text{--}0.95$). The $K_{\text{d,PAR}}$ values estimated from earlier spectral measurements in small Estonian and Finnish lakes gave the highest correlations with $K_d(555)$ ($R^2 = 0.67$). This band is centred in the middle of the PAR region, and obviously is less affected by different OAS in water. Lower

correlation coefficients were observed for bands 412 and 665 nm ($R^2 = 0.58$ and 0.57 , respectively). The BIC-2104 instrument gave quite similar results (see L. Peipsi measurements in Fig. 6) and despite the noteworthy scattering of points they are all in 95% limits estimated by previous measurements.

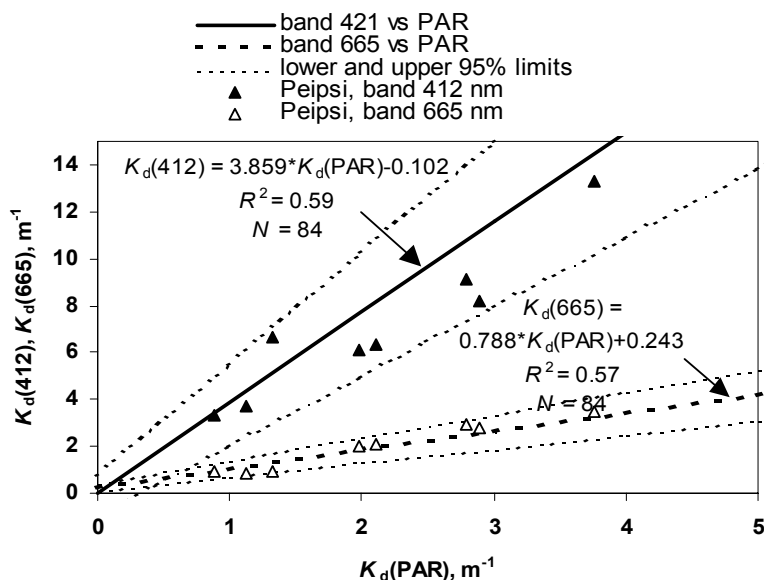


Fig. 6. Linear relationships of $K_{d,PAR}$ with K_d for bands centred at 412 and 665 nm (thin dotted lines show lower and upper limits of 95% confidence) and results from measurements in L. Peipsi (triangles).

Effect of coloured dissolved organic matter on the diffuse attenuation of downwelling irradiance

A statistical analysis was performed using the spectral values of K_d and concentrations of OAS from Estonian and Finnish small lakes. The database was compiled during the years 1994–2000. The values of C_{chl} varied from 1.28 to 87.33 $mg\ m^{-3}$, C_{MS} was 0.5–20.80 $g\ m^{-3}$, and $a_{ys}(380)$ 0.68–14.24 m^{-1} . The spectral distributions of the correlation coefficients between K_d and other water parameters are presented in Fig. 7. According to these results the main factor influencing the light attenuation in the violet and blue parts of the spectrum is yellow substance (at 400 nm $R^2 = 0.897$). In the orange and red parts of the K_d spectra the correlation coefficient was highest for suspended particles containing chlorophyll *a*. Secchi depth is correlated negatively with spectral attenuation – its higher values correspond to lower attenuation, R^2 being 0.64–0.76. These not very high values can be explained by simultaneous influence of many factors, including weather and sensitivity of human eyes.

To derive an empirical relationship between CDOM and K_d relying on BIC-2104 data the earlier dataset was reviewed and from K_d spectra values according to three spectral bands of the BIC instrument were extracted. Best relationships with $a_{ys}(380)$ were shown by $K_d(412)$ and the ratio $K_d(555)/K_d(655)$ (Table 3 and Fig. 8). The respective errors in the values of $a_{ys}(380)$ were 1.28 and 1.45 m^{-1} . The non-zero intercept in the relationship using bands 555 and 665 shows that a significant part of the attenuation at these bands is caused by other OAS than CDOM.

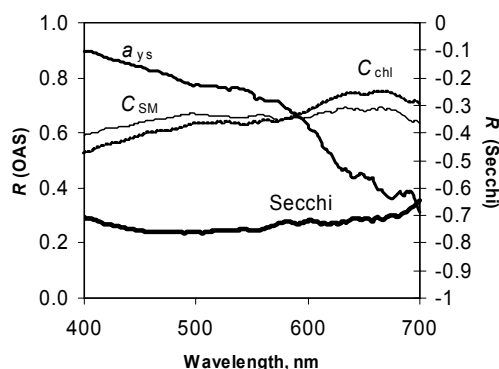


Fig. 7. Spectral distribution of correlation coefficient R ($p < 0.05$) between $K_d(\lambda)$ and concentrations of optically active substances (left axis), and $K_{d,PAR}$ and Secchi depth (right axis). The wavelength interval for each curve is 5 nm.

Table 3. Determination coefficients (R^2) for regression between the absorption coefficient of yellow substance $a_{ys}(380)$ and K_d at three BIC bands

	Band 412	Band 555	Band 665
$a_{ys}(380)$ vs. K_d	0.85	0.77	0.42
$\ln[a_{ys}(380)]$ vs. $\ln[K_d]$	0.91	0.74	0.44
	Ratio 412/665	Ratio 412/555	Ratio 555/665
$a_{ys}(380)$ vs. ratio	0.61	Insignificant	0.89
$\ln[a_{ys}(380)]$ vs. $\ln[\text{ratio}]$	0.75	Insignificant	0.83

Yellow substance is the most powerful light absorbing component in many Estonian lakes (Arst et al., 1997; Reinart et al., 2003) and also in lakes investigated by us in Finland and Sweden (Reinart et al., 2004). In Lake Peipsi 34–80% of the attenuation of daylight in the blue region is caused by yellow substance. Its effect is comparable with absorption by pure water in the middle of the visible region (band centred at 555 nm), where the absorption by CDOM is 13–39%. The effect of CDOM is lowest in the 665 nm band (2–10%). This large variability in every spectral region is caused by the large variation of OAS in L. Peipsi and shows that CDOM cannot be considered similarly over the whole aquatorium. In L. Vättern the influence of CDOM in the blue region of the spectrum is higher (~90%) than in L. Peipsi, because the concentration of other OAS is very small. In L. Vänern, where also the concentration of OAS is generally smaller than in L. Peipsi (Table 1), the effect caused by CDOM varies around 80% in the blue region and 36% in the green, being slightly higher than in L. Peipsi. On the basis of this limited number of samples the variation of the CDOM effect in L. Vänern and L. Vättern was not so large as in L. Peipsi.

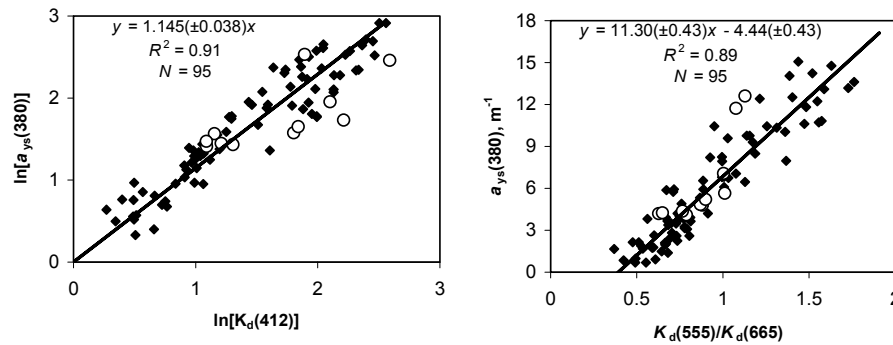


Fig. 8. Relationships between $a_{ys}(380)$ and K_d values at BIC-2104 bands derived from spectral measurements in Estonian and Finnish lakes (filled squares) and data obtained for L. Peipsi in 2003 (open circles).

The variations caused by spatial and seasonal variability of DOM and other substances in waters induce the different water types over the lake. In June the open area of the lake is mainly of “Moderate” type by the classification of small lakes (Reinart et al., 2003), while measurements in August showed very turbid water in the southern part of L. Peipsi *s.s.* and in L. Lämmijärv, and coastal waters probably belong even to “Brown” type.

The concentration and properties of allochthonous CDOM brought into the lake by rivers and from coastal soils depend very much on the annual water balance. The water level and its seasonal change in L. Peipsi are highly variable (difference more than 1.5 m), the inflow to the lake is usually 5–6 times higher in April and May than in June, and very low around midsummer (Jaani & Kullus, 2001). According to regular monitoring data (T. Nõges, pers. comm., 2004) in 2001–02 $a_{ys}(380)$ showed an almost twofold variation (5.0–7.9 m^{-1} in the open area of the lake and 6.9–12.6 m^{-1} close to the Suur-Emajõgi River inflow). However, for the open area the highest values of CDOM are measured in June, but in the river mouth in November (in 2001) or August (in 2002). Even these values may be slightly higher than were obtained in the present study (because no correction for residual scattering was applied), they still show large spatial and temporal variability due to the complexity of problems related to the effect of DOM to the light climate in L. Peipsi. This points out the need for more extensive and detailed investigations.

CONCLUSIONS

Results obtained by *in situ* measurements and analysis of water samples in 16 sampling stations in Lake Peipsi in June, August, and November 2003 describe the variability of light attenuation in water as well as the influence of dissolved organic matter on the underwater light field in a large, seasonally changeable lake.

The beam absorption coefficient of filtered water at 380 nm varied from 4.1 to 16.7 m^{-1} . In general there was no direct connection between the distance from the mouth of the Suur-Emajõgi River and the concentration of coloured dissolved organic matter, but its highest values were observed in the area of the river inflow. All water samples taken from L. Lämmijärv and closer than 1.9 km to the coast of L. Peipsi gave the values of $a_{ys}(380)$ higher than its average over the Estonian and Finnish lakes studied earlier. The amount of CDOM in L. Peipsi is also much higher than in two other large European lakes, Vänern and Vättern in Sweden.

In L. Peipsi the slope factor $S(380-550)$ varied from 0.015 to 0.018 nm^{-1} when GF/F filters were used, and in the range 0.016–0.019 nm^{-1} in the case of filters with pore size 0.2 μm . These values are within the range obtained by us and other authors for small lakes, but slightly higher than we estimated in large Swedish lakes.

Comparison of the results obtained using filters with pore size 0.6–0.7 (GF/F) and 0.2 μm (102 water samples from various types of lakes in Estonia, Finland, and Sweden were analysed) showed that two datasets of $a_{\text{ys}}(380)$ had very high determination coefficients ($R^2 = 0.993$). Using smaller pore size filters we got on average 4% lower absorption values. When $a_{\text{ys}}(380)$ was more than 8 m^{-1} , the effect of smaller pore size was less than 4%. The respective values of the slope factor $S(380\text{--}550)$ had lower values of R^2 (0.49), and an increase of about 10% was observed in the slope. This needs to be taken into account when different datasets are merged.

In Lake Peipsi yellow substance causes 34–80% of the attenuation of daylight in the blue region of the spectrum. CDOM absorption constitutes 13–39% of the attenuation in the middle of the visible region, and its effect there is comparable with the absorption by pure water.

The measurement results of the diffuse attenuation coefficient carried out by new instrumentation (BIC-2104) are highly consistent with our earlier data (spectral measurements using a spectrophotometer LI-1800UW) in Estonian and Finnish lakes. The values of $a_{\text{ys}}(380)$ can be predicted by the logarithmic relationship with K_{d} at 412 nm or the ratio of $K_{\text{d}}(555)$ to $K_{\text{d}}(665)$ (the standard error is 1.3 and 1.5 m^{-1} , respectively). For a more profound description of spatial and seasonal variation in bio-optical parameters (including CDOM) over L. Peipsi complex optical and hydro-meteorological investigations are needed.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by EU Marie Curie Fellowship, contract No HPMF-CT-2001-01284, Swedish National Space Board grant 132/03, and Estonian Science Foundation grant 5738. We acknowledge the Estonian Maritime Administration for providing a boat for the field survey and financial co-support from the European Commission's Environment and Sustainable Development Programme under contract EVK1-CT-2002-00121 (CLIME). Additional data obtained in the frames of the State Monitoring Programme of the Estonian Ministry of the Environment were used.

REFERENCES

- Aas, E. 2000. Spectral slope of yellow substance: problems caused by small particles. In *Proc. XV Conference of Ocean Optics, Monaco*, p. 8 (CD-ROM).
- Arst, H. 2003. *Optical Properties and Remote Sensing of Multicomponental Water Bodies*. Springer, Praxis Publishing, Chichester, UK.
- Arst, H., Mäekivi, S., Lukk, T. & Herlevi, A. 1997. Calculating irradiance penetration into water bodies from the measured beam attenuation coefficient. *Limnol. Oceanogr.*, **42**(20), 379–385.
- Arst, H., Erm, A., Kallaste, K., Mäekivi, S., Reinart, A., Nõges, P. & Nõges, T. 1999. Investigation of Estonian and Finnish lakes by optical measurements in 1992–1997. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **48**, 5–24.
- Bricaud, A., Morel, A. & Prieur, L. 1981. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domain. *Limnol. Oceanogr.*, **26**, 43–53.
- Cole, J. J., Caraco, N. F., Kling, G. W. & Kratz, T. K. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, **265**, 1568–1570.
- Davies-Colley, R. J. & Vant, W. N. 1987. Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **32**, 416–425.
- Dera, J. 1992. *Marine Physics*. PWN, Warszawa and Elsevier, Amsterdam.
- Duarte, C. M. 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.*, **40**, 363–377.
- Fedorov, K. N. & Ginsburg, A. I. 1992. *The Near-Surface Layer of the Ocean*. VSP, Utrecht, The Netherlands.
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N. 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, **412**, 785.
- Gallie, E. A. 1994. Optical calibration parameters for water-color models from Swan lake, Northern Ontario. *Can. J. Remote Sensing*, **20**, 156–161.
- Gege, P. 2000. Gaussian model for yellow substance absorption spectra. In *Proc. XV Conference of Ocean Optics, Monaco*, p. 9 (CD-ROM).

- Herlevi, A., Virta, H., Arst, H. & Erm, A. 1999. Results of light absorption/attenuation measurements in Finnish and Estonian lakes in summer 1997. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **48**, 46–62.
- Hoge, F. E., Vodacek, A. & Blough, N. V. 1993. Inherent optical properties of the ocean: retrieval of the absorption coefficient of chromophoric dissolved organic matter from fluorescence measurements. *Limnol. Oceanogr.*, **38**, 1394–1402.
- Jaani, A. & Kullus, L.-P. 2001. Hydrological regime and water balance. In *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry* (Nõges, T., ed.), pp. 65–72. Sulemees, Tartu.
- Jansson, M. 1998. Nutrient limitation and bacteria–phytoplankton interactions in humic lakes. In *Aquatic Humic Substances: Ecology and Biogeochemistry* (Hessen, D. and Tranvik, L., eds.), pp. 177–195. *Ecol. Stud.*, **133**. Springer Verlag.
- Kallio, K. 1999. Absorption properties of dissolved organic matter in Finnish lakes. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **48**, 75–83.
- Krause-Jensen, D. & Sand-Jensen, K. 1998. Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. *Limnol. Oceanogr.*, **43**, 396–407.
- Kirk, J. T. O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge, University Press.
- Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G. & Ziliolli, E. 1999. *Manual for Monitoring European Lakes Using Remote Sensing Techniques*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Mäekivi, S. & Arst, H. 1996. Estimation of the concentration of yellow substance in natural waters by beam attenuation coefficient spectra. *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecol.*, **6**, 108–123.
- Miller, L. W., Johannessen, S. & Kuhn, P. 2000. The optical properties of dissolved organic matter (DOM) in coastal and open waters. In *Proc. XI Conference of Ocean Optics, Monaco*, p. 6 (CD-ROM).
- Mobley, C. D. 1994. *Light in Water-Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press, San Diego.
- Nõges, T. (ed.) 2001. *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry*. Sulemees, Tartu.
- Östlund, C., Flink, P., Strömbeck, N., Pierson, D. & Lindell, T. 2001. Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden from Imaging Spectrometer and Landsat Thematic Mapper. *Sci. Total Environ.*, **268**, 139–164.
- Pierson, D. C. & Strömbeck, N. 2001. Estimation of radiance reflectance and the concentrations of optically active substances in Lake Mälaren, Sweden, based on direct and inverse solutions of a simple model. *Sci. Total Environ.*, **268**, 171–188.
- Pope, M. & Fry, E. S. 1997. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. *Appl. Optics*, **36**, 8710–8723.
- Reinart, A. & Herlevi, A. 1999. Diffuse attenuation coefficient in some Estonian and Finnish lakes. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, **48**, 267–283.
- Reinart, A., Herlevi, A., Arst, H. & Sipelgas, L. 2003. Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and South-Finland. *J. Sea Res.*, **49**, 357–366.
- Reinart, A., Paavel, B. & Pierson, D. 2004. Comparison of optical properties of three large European lakes. *Boreal Envir. Res.* (submitted).
- Schanz, F. 1985. Vertical light attenuation and phytoplankton development in Lake Zürich. *Limnol. Oceanogr.*, **30**, 299–310.
- Sipelgas, L., Kallio, K., Arst, H., Erm, A., Oja, P. & Soomere, T. 2003. Optical properties of dissolved organic matter in Finnish and Estonian lakes. *Nord. Hydrol.*, **34**, 361–386.
- Sobek, S., Algesten, G., Bergström, A.-K., Jansson, M. & Tranvik, L. 2003. The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes. *Global Change Biol.*, **9**, 630–641.
- Strömbeck, N. 2001. Water quality and optical properties of Swedish lakes and coastal waters in relation to remote sensing. *Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from Faculty of Science and Technology*, 633. Uppsala.
- Strömbeck, N. & Pierson, D. 2001. The effects of variability in the inherent optical properties on the estimations of the chlorophyll-a by remote sensing in Swedish freshwaters. *Sci. Total Environ.*, **268**, 123–137.
- Virta, J. & Blanco-Sequeiros, A. 1995. Correction of measured underwater spectral irradiance to the variation of some external effects with examples. *Rep. Ser. in Geophys. University of Helsinki* (Pukkinen, K., ed.), **32**,

Vees lahustunud orgaanilise aine mõju valguse nõrgenemisele Peipsi järves

Anu Reinart, Birgot Paavel ja Lea Tuvikene

Käesolevas töös on uuritud vees lahustunud värvunud orgaanilise aine (CDOM) mõju Peipsi järve veelusele valgusväljale veesiseste kiirgusmõõtmiste ja veeproovide analüüside kaudu. Tulemusi on võrreldud suurte järvede Vänerni ja Vätterniga (Rootsi) ja 41 väikejärvega Eestis, Soomes ja Rootsis. CDOM-i hulk kaldast kuni kauguseni 1,9 km on suurem ($a_{ys}(380) = 7,1\text{--}16,7\text{ m}^{-1}$) kui avajärve mõõtepunktides ($a_{ys}(380) = 4,1\text{--}5,6\text{ m}^{-1}$). Otsest seost CDOM-i kontsentratsiooni ja kauguse vahel Suure-Emajõe suudmest ei leitud. Peipsi järvele

on iseloomuk suur ajaline ja ruumiline CDOM-i hulga varieeruvus, kuid see jääb siiski samadesse piiridesse, kui varem uuritud Eesti ja Soome väikejärvedes. Peipsi vesi sisaldab keskmiselt 2 korda rohkem lahustunud orgaanilist ainet kui Vänern ja 7 korda rohkem kui Vättern. Vee optiline tüüp Peipsi järves varieerub sõltuvalt piirkonnast. CDOM-i hulka vees on iseloomustatud filtreeritud vee neeldumiskoeffitsiendi järgi fikseeritud lainepikkusel ja neeldumise eksponentsiaalset vähenemist lainepikkusega kirjeldava nn tõusu parameeteriga. On uuritud sageli kasutatavate erineva poorisuurusega filtrite mõju neile tulemustele (0,6–0,7 μm ja 0,2 μm). Osutub, et kahel viisil mõõdetuna korreleerusid CDOM-i hulga väärtused omavahel väga hästi ($R^2 = 0,99$), kuid tõusu parameetrid vähem ($R^2 = 0,49$). Varem kogutud spektraalse vertikaalse nõrgenemiskoeffitsiendi andmebaasi ja uue, 3-kanalilise spekromeetri mõõtmiste võrdlemine andis kooskõlalised tulemused. Leitud on ka esialgsed empiirilised seosed CDOM-i ja kiirguse nõrgenemiskoeffitsiendi vahel Peipsi järve jaoks. Täpsemaid seoseid ning CDOM-i ruumilist ja ajalist varieeruvust Peipsi järve akvatooriumis tuleks aga edaspidi uurida kooskõlas teiste hüdro-metrooloogiliste faktoritega.

Birgot Paavel
20.05.2004

Esitatus avaldamiseks ajakirjale Boreal Environmental Research (An International Interdisciplinary Journal) 10. novembril 2003, parandatud versioon 2. mail 2004.

Inherent and apparent optical properties of Lake Peipsi, Estonia

Anu Reinart (1), Birgot Paavel, (2), Don Pierson (1), Niklas Strömbeck (1)

- 1) Uppsala University, Evolutionary Biology Centre, Department of Limnology, Norbyvägen 20, 752 36, Uppsala, Sweden anu.reinart@ebc.uu.se
- 2) Tartu University, Estonian Marine Institute, Mäealuse 10A, 12618 Tallinn, Estonia

Abstract Lake Peipsi on the border of Estonia and Russia is a large, shallow, biologically very productive lake. It is bordered by many wetland areas. On the basis of underwater radiation measurements and analyses of water samples we have shown that the optical properties of L. Peipsi are very variable both spatially and temporally, covering a large range of water types previously classified in Estonian and Finnish lakes. Inherent and apparent optical properties are compared with two other large lakes, Vänern and Vättern in Sweden. Lake Peipsi has higher concentrations of optically active substances, which are known to influence satellite measurements and underwater light field. Therefore, the lake complements the continuum between L. Vänern and L. Vättern in terms of water optical properties and adds new data into the database about optical properties of turbid and humic lakes. Results obtained here can be used in bio-optical modeling to develop algorithms for remote sensing and calculations of underwater light field.

Key words: light field, optical properties, remote sensing

1. Introduction

The light penetrating into water is subject to absorption and scattering, forming an underwater light field and light scattered back to the space. Light conditions in water are important for primary production and species composition of phytoplankton and the depth distribution of submerged phytoplankton but also in the application of optical measurement systems in monitoring water quality and interpretation of remote sensing images. The optically active substances (OAS: suspended particles and dissolved organic matter) determine the penetration of light to the water and consequently the light available for bio-chemical processes inside of water and detectable by optical instruments or remote sensors. Suspended matter in water consists of live organic material (phytoplankton), dead organic (*detritus*) and inorganic material.

Lakes are multicomponent waters where OAS may vary in type and amount within short distances and time intervals, often at notably higher concentrations than those occurring in the open ocean (Dekker 1993; Kirk 1994; Herlevi 2002; Arst 2003). It is not only the concentrations that are important, but also how the components absorb and scatter light at different wavelengths. Absorption and scattering coefficients are called inherent optical properties (IOP) as they depend only on the medium, while optical properties depending also on the surrounding light field (diffuse attenuation and reflectance coefficients) are called apparent optical properties (AOP) (Mobley 1994).

Although optical studies have been mostly directed to open ocean waters, in recent years coastal and inland waters have received increasing attention because of their impact on human activities (IOCCG 2000). Technological progress has made spectral optical field instruments applicable for lake studies available. New satellite sensors with improved spatial, spectral and radiometric sensitivity (MODIS/Terra & Aqua <http://modis.gsfc.nasa.gov/>, MERIS/ENVISAT-1 <http://envisat.esa.int/>, Hyperion and ALI/EO-1 <http://eo1.usgs.gov/> etc.) produce images over Nordic water bodies many times per day, increasing the chances to catch a cloud free moment.

In order to complement traditional water sampling, bio-optical models could be used to create synthetic datasets, which can later be used in the characterization of light climate in water (Morel et al. 2002), to elaborate remote sensing algorithms (Jupp et al. 1994; Pierson and Strömbeck 2000) and be used in general ecological models (Xu et al. 2001). This approach is especially important for water bodies whose sampling may be hampered by large distances, unreachable areas, difficult water conditions etc.

However, at the present stage no general overwhelming bio-optical model is available for optically complex waters – semi-empirical models need to be parameterized and validated using *in situ* data (Dekker 1993; Pierson and Strömbeck 2000).

Numerous optical studies have been carried out on small Finnish and Estonian lakes (Arst et al. 1999, 2003; Kutser et al. 2001; Herlevi 2002; Reinart et al. 2003) and optical properties in many Swedish lakes have been investigated in detail (Pierson and Strömbeck 2000; Strömbeck and Pierson 2001; Herlevi 2002). Much less data are available for L. Peipsi, which is the fourth largest lake by the surface area in Europe after Ladoga and Onega in Russia and Vänern in Sweden (Table 1). Attempts to relate water quality in L. Peipsi with remote sensing signals (Arst and Kutser 1994; Kutser et al. 1995) gave rather promising results for estimating chlorophyll *a* and water transparency. However, the need for gathering additional data during different seasons and under different conditions was also pointed out.

The purpose of our study was to collect data about optical properties of L. Peipsi and to compare these with available data from other large lakes to specify the peculiarities of L. Peipsi. The present paper concentrates on the description of optical properties and components affecting the underwater light field and reflectance in this lake. Inherent and apparent optical properties of L. Peipsi are compared with those of two other large European lakes, Vänern and Vättern in Sweden. The results obtained will be used for detailing the direction of further measurements, designing a bio-optical model specific for L. Peipsi, development of algorithms for remote sensing applications and calculations of the underwater light field. Comparison with other lakes helps to generalize results and extend the already existing bio-optical models, thereby enhancing the understanding about optical properties of turbid and humic water bodies.

2. Description of L. Peipsi and its water transparency

Lake Peipsi on the border of Estonia and Russia is a large shallow lake (Table 1). The nutrient load by the Estonian River Suur-Emajõgi and the Russian River Velikaya has caused strong eutrophication of the lake. About 240 inflows enter L. Peipsi and there is only one outflow, the River Narva, carrying water from L. Peipsi to the Gulf of Finland. The Estonian part of L. Peipsi constitutes 89% of the surface freshwater in Estonia and yields 95 % of the freshwater fish catch of the country. Lake Peipsi has been considered a potential source of water supply for North-East Estonia and the Estonian capital Tallinn. Besides the fact that the water resources of L. Peipsi can be regarded as practically inexhaustible for Estonia, the lake is also of great importance for fishing, recreation and traffic (Nõges 2001). Due to its large surface area and high content of dissolved organic matter in water this lake may contribute significantly to the global flux of CO₂ into the atmosphere. Because of its shallowness and large surface area it may be also sensitive to possible climate changes.

Lake Peipsi consists of three parts (Fig. 1): (1) the northernmost, largest and deepest (medium depth 8.3 m) L. Peipsi *sensu stricto* (L. Peipsi *s.s.*) is unstratified and eutrophic; (2) the southernmost part L. Pihkva is shallower (5.3 m) and very hypertrophic and (3) narrow L. Lämmijärv (2.3 m), connecting the first two, is close to hypertrophic (Nõges 2001).

Water transparency (z_{Secchi}) in L. Peipsi has been monitored since 1950 using standard white Secchi disc. Water transparency varies in a broad range (0.3–8.8 m) (Nõges 2001; www.seiremonitor.ee). The clearest water is observed in the northwestern corner of L. Peipsi *s.s.*, Secchi depth is lower in L. Lämmijärv, and the lowest in L. Pihkva (data for the period 1992–2003 are shown in Fig. 2). The River Suur-Emajõgi brings large amounts of humic matter into the lake from the surrounding bog areas, which makes the water close to the river inflow brownish and usually less transparent than the water in the deeper parts of L. Peipsi *s.s.* (Reinart et al. 2004). According to Lindpere et al. (1991) in L. Peipsi *s.s.* z_{Secchi} depends primarily on the development of phytoplankton, while in L. Lämmijärv and L. Pihkva it depends also on the amount of humic substances.

Seasonal variation in z_{Secchi} is different in the three lake parts (Fig. 3) and has undergone changes over the years. According to earlier studies, z_{Secchi} was highest at the end of ice cover and decreased thereafter towards autumn (Nõges 2001) having the lowest value in L. Peipsi *s.s.* in the first decade of September. Since 1950 the minimum shifted to early July in the 1970s and in the year 2003 it was in early

August (Fig. 3). In the mouth of the River Suur-Emajõgi changes in z_{Secchi} during summer are smaller than in L. Peipsi s.s. or L. Lämmijärv (L. Pihkva was visited only once in 2003).

By transparency the water of L. Peipsi is within the limits measured earlier in Estonia. The values of z_{Secchi} found earlier in Estonian and Finnish lakes and used for the elaboration of an optical classification (Reinart et al. 2003) vary from 6.8 m in oligotrophic L. Nohipalu Valgejärv down to 0.2 m in L. Võrtsjärv, which was unusually turbid because of extremely low water level in 1998.

It is of interest to compare L. Peipsi with other large lakes nearby. Unfortunately we were not able to receive suitable enough data about lakes Ladoga and Onega in Russia. Lakes Vänern and Vättern in Sweden often occur on the same images with L. Peipsi on the of ocean color satellite sensors and rather similar field campaigns have been carried out on the three lakes. The largest Swedish lake, L. Vänern, with an area of 5648 km² is the third largest lake in Europe and the second largest in Sweden, L. Vättern, is the fifth largest lake in Europe (Kvarnäs 2001) (Table 1). The water quality in L. Vänern is stated as oligotrophic. Ultra-oligotrophic conditions prevail in the status of L. Vättern (Willen 2001). These are clear water lakes with low concentrations of OAS. All together these three lakes represent a wide range of optical variability in water bodies. Compared to the two Swedish lakes, L. Peipsi has higher concentrations of OAS. The measured water transparency by Secchi depth is the highest in L. Vättern, 6.5–15.0 m, lower in L. Vänern (2.0–7.9 m) and the lowest in L. Peipsi (Table 1). Therefore, the lake complements the continuum between Vänern and Vättern both spatially and in terms of water optical properties.

3. *In situ* data and methods

3.1. Water sample determinations

Field campaigns to measure optical properties of L. Peipsi water were carried out on June 11–18, 26 and Aug 18, 2003, at 10:00–16:00 by local time. The water samples were collected on the same points where *in situ* optical measurements were carried out (all together 16 series). The same water analyses protocol was applied for 94 samples collected additionally during monthly state monitoring cruises in the years 2001–2003 (Fig.1) to get larger temporal and spatial coverage.

Water samples were collected from the surface layer (0.2 m) using a standard water sampler and stored in dark and cold for less than 7 hours before filtering. During the time of sampling also the transparency by Secchi disc was measured. Suggestions for methods used for remote sensing of lakes are given by Lindell et al. (1999). For chlorophyll concentrations 0.5–1.0 liters of water was filtered through Whatman GF/F-filters, and the chlorophyll *a* + pheophytin *a* concentration, C_{chl} , was measured with a spectrophotometer on ethanol extracts of filters, according to ISO 10260 (1992 (E)). The reproducibility variation coefficient of this method is ~11%. The concentration of suspended matter, C_{TSS} , was measured gravimetrically (precision of weights 0.01 mg) after filtration of a measured volume of water through pre-weighed and pre-combusted Whatman GF/F-filters; the inorganic fraction, C_{SPIM} , was measured after combustion at 550 °C for 30 minutes. The organic fraction, C_{SPOM} , was determined by subtraction of C_{SPIM} from C_{TSS} .

Absorption by colored dissolved organic matter (CDOM, called also *yellow substance*), a_{ys} , was measured with a spectrometer (*PERKIN ELMER* Lambda 40 UV/VIS, in the range 300–900 nm) in water filtered through Millipore 0.2 µm filter, measured in a 10 cm cuvette against distilled water and corrected for residual scattering according to Davis-Colley and Vant (1987), who estimated the accuracy of the method to be better than 0.017 m⁻¹. Absorption spectra were approximated by a linear regression between the logarithm of $a_{ys}(\lambda)$ and the wavelength 400–550 nm and expressed by the formula (Bricaud et al. 1981):

$$a_{ys}(\lambda) = a_{ys}(400)e^{-S_{ys}(\lambda-400)} \quad (1)$$

where $a_{ys}(400)$ is absorption at 400 nm and S_{ys} is the shape factor of the spectrum.

The total particulate absorption, $a_p(\lambda)$, was measured with a spectrometer (*PERKIN ELMER* Lambda 40 UV/VIS in the range 400–750 nm) with the Whatman GF/F filter pad technique (summary of the method is given in Lindell et al. 1999) and using later

depigmentation with sodium hypochloride (Tassan and Ferrary 1995), which separates phytoplankton pigment absorption $a_{ph}(\lambda)$ and the absorption by the rest of particles, $a_i(\lambda)$ (detritus and inorganic particles, called together *tripton*). If it is assumed that inorganic particles do not absorb light significantly, only detritus absorption is left. Detrital absorption $a_d(\lambda)$ spectra were expressed analogously to $a_{ys}(\lambda)$:

$$a_d(\lambda) = a_d(\lambda_0)e^{-S_d(\lambda-\lambda_0)} \quad (2)$$

where reference wavelength is taken 400 nm and S_d is the shape factor. This method is justified for estimation of detrital absorption lakes Vänern and Vättern where the concentration of inorganic particles is very small (Table 2). In L. Peipsi large amounts of inorganic particles are present in the water column and they may contribute to absorption. However, there is no good way to separate them and we assume they do not absorb significantly ($a_i \approx 0$) but mainly scatter light. Tripton absorption $a_t(\lambda)$ is expressed analogously to Eqs. (2) and (3) with shape factor S_t . It must be kept in mind, however, when comparing data presented in Table 3.

The specific absorption coefficient of phytoplankton, $a_{ph}^*(\lambda)$, was calculated by dividing the measured $a_{ph}(\lambda)$ by C_{chl} . According to Bricaud et al. (1995) the power function:

$$a_{ph}^*(\lambda) = A(\lambda)C_{chl}^{-B(\lambda)} \quad (3)$$

with positive wavelength-dependent parameters A and B is most appropriate to describe $a_{ph}^*(\lambda)$ relationship with C_{chl} .

Total absorption is calculated as:

$$a(\lambda) = a_{ys}(\lambda) + a_p(\lambda) + a_w(\lambda) \quad (4)$$

where all these components are measured as described above ($a_p = a_{ph} + a_d + a_i$ and $a_i \approx 0$), except for pure water (a_w), where results from Pope and Fry (1997) are used. The same methods were used to analyze data on lakes Vänern and Vättern collected during previous years (1999 and 2002) and published by Strömbeck (2001), Pierson and Strömbeck (2000) and Reinart et al. (2002). These data are shown in the present paper for comparison.

3.2. Radiometric measurements

HydroScat-6 (HOBILabs, Inc.), C-Star transmissiometer and WetStar chlorophyll fluorometer (WETLabs, Inc.), two GER 1500 portable spectrometers (GER Corporation) (range ~350–1050 nm) in a waterproof box with fiber optic cable and cosine sensor were mounted on a frame together with depth, temperature and fluorescence sensors (Strömbeck 2001; Pierson and Strömbeck 2000). All instruments have been under regular calibration. HydroScat-6 has spectral bands 442, 470, 510, 589, 620 and 671 nm (10 nm bandwidth). Uncertainty in HydroScat-6 measurements is less than $5 \times 10^{-4} \text{ m}^{-1}$, and depth precision is 0.2 cm. C-Star transmissiometer measures beam attenuation coefficient at 660 nm (bandwidth 20 nm). WetStar chlorophyll fluorometer's dynamic range is 0.03–75 mg m^{-3} . GER spectrometer's wavelength repeatability is ± 0.1 nm, and accuracy of radiometric calibration is ± 4 –5% in the range 400–1000 nm. The sensitivity of GER 1500 is lowest in the blue region of the spectra (at 400 nm: $6.0 \times 10^{-10} \text{ W cm}^{-2} \text{ nm}^{-1} \cdot \text{sr}^{-1}$), therefore radiation measurements below 400 nm and deeper than 1.5 m were not used.

The frame was lowered slowly through the water column and all instruments were logged continuously. For radiation measurements a second profiling was made at a fixed depth with 0.5–1.0 m step. This configuration was worked out for measurements in deep lakes such as Vänern and Vättern in Sweden (Strömbeck 2001). However, L. Peipsi is much shallower and it was not possible to go everywhere by a big ship necessary to lower this rather heavy frame. Therefore additional measurements from boat (13 series) with HydrosScat-6 and the same GER instruments in hand-held mode were carried out.

At first incident irradiance, E_0 , was estimated from the nadir measurement of a Spectralon diffuse reflectance plate (L_s) assuming Lambertian reflection ($E_0 = \pi L$). The water-leaving radiance, L_{wu} , was measured just below the water surface using a black tube to avoid surface reflection. Remote sensing reflectance (ratio of water-leaving radiance in the air, L_w , and incident irradiance) is calculated as (Mobley 1994):

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{L_w}{E_0} = \frac{L_{wu}}{\left[\frac{n^2}{(1-r)} \right] \pi L_s} = \frac{0.551 L_{wu}}{\pi L_s} \quad (5)$$

where n is the refraction index of water (1.333) and r stands for the Fresnel reflectance the for 0 degree angle of incidence (0.021).

Diffuse attenuation coefficient, $K_d(\lambda)$, is defined as (Mobley 1994):

$$K_d(\lambda) = -\frac{1}{E_d(z, \lambda)} \frac{\partial E_d(z, \lambda)}{\partial z} \quad (6)$$

where $E_d(z)$ is downwelling irradiance at depth z . We used the measured irradiances to estimate the depth (z) averaged spectral diffuse attenuation coefficient, $K_d(\lambda)$. For these calculations irradiance values at any depth (from the 0.5–2 m layer) are fitted by least-squares to a straight line on a semilog plot, whose slope gives K_d . The values of R^2 for fit were always higher than 0.97.

3.3. Estimation of scattering and backscattering coefficients

The backscattering coefficient, b_b , was measured *in situ* by HydroScat-6. These measurements are sensitive to the attenuation of water, and this effect is strongest in humic waters. A correction procedure specially adapted for humic lake waters with variable amounts of inorganic and organic particles was proposed and tested by Strömbeck (2001) for Swedish lakes and coastal waters in addition to the correction suggested by HOBI Labs (2000). The method uses additional data, including all main absorbers (Eq. 4) and scatters (Eq. 7) as independent components as well as measurements of beam attenuation coefficient at 660 nm, $c(660)$.

To get estimates of spectral scattering and backscattering coefficients of different components in water, measurements and models are combined (Pierson and Strömbeck 2000, 2001), as there is no good way to separate the effects of organic and inorganic particles.

Total scattering can be portioned into three components:

$$b(\lambda) = b_t(\lambda) + b_{ph}(\lambda) + b_w(\lambda) \quad (7)$$

where the subscript t denotes nonchlorophyllous particles (tripton), ph phytoplankton cells and w pure water; dissolved organic matter is assumed not to scatter light.

Backscattering b_b , measured by HydroScat-6, is composed of the same three components:

$$b_b(\lambda) = b_{b_t}(\lambda) + b_{b_{ph}}(\lambda) + 0.5b_w(\lambda). \quad (8)$$

The ratio of b_b to b depends on the refraction index, size and shape of particles. For pure water b_b/b is 0.5 (Mobley 1994). There is very little information about scattering due to detrital particles. As their size distribution may be comparable with inorganic particles but the refraction index is larger and they also absorb light, their scattering

coefficient is about twice lower, and backscattering coefficient about ten times lower than for inorganic particles (Stramski jt. 2001). Dekker (1993) estimates that the effect of detrital particles could be much smaller than the effect of mineral particles in turbid waters. However, peculiarities of detrital particles may be more important after a heavy bloom when phytoplankton cells degrade rapidly. We assume that for L. Peipsi samples taken in June and August phytoplankton and inorganic particles have a much greater scattering effect than detrital particles.

For correction of backscattering measurements, first the scattering due to particles at 660 nm was calculated by subtracting the total absorption $a(660)$ and $b_w(660)$ (Pope and Fry 1997) from the measured $c(660)$:

$$b_t(660) + b_{ph}(660) = c(660) - b_w(660) - a(660). \quad (9)$$

As we had no direct measurements for scattering several relationships from the literature were assumed to reflect the spectral behavior of the scattering coefficients of phytoplankton and inorganic particles:

1. Scattering at 550 nm can be estimated using the relationship by Dekker (1993) derived by measurements in mesotrophic and eutrophic lakes:

$$b_{ph}(550) = 0.173(\pm 0.122)C_{chl} \quad (10)$$

In order to predict the spectral variation in phytoplankton derived scattering, $b_{ph}(\lambda)$, it is assumed that the beam attenuation coefficient ($c = a + b$) for phytoplankton is spectrally flat (Sathyendranath and Platt 1988) and $b_{ph}(\lambda)$ can be calculated as:

$$b_{ph}(\lambda) = [a_{ph}(550) + b_{ph}(550)] - a_{ph}(\lambda) \quad (11)$$

where $a_{ph}(550)$ and $a_{ph}(\lambda)$ are as measured from water samples, and $b_{ph}(550)$ is from Eq. 10. Spectra are reconstructed according to HydroScat-6 bands.

For the ratio b_b/b of phytoplankton different authors have reported very variable values, but these do not exceed 0.01 in waters where C_{chl} is more than 1 mg m^{-3} (Morel et al. 2002 and references therein). For our dataset we used a fixed value of 0.0039, which was estimated in intensive sampling by HydroScat-6 and ac-9 in Finnish and Swedish lakes (A. Lindfors pers. comm. 2003). Although for L. Peipsi the ratio was not directly estimated, we can assume that the effect of phytoplankton is small anyway.

2. When scattering and backscattering of phytoplankton and pure water are known, then only the tripton component is unknown in Eqs. 7, 8 and 9. The value of $b_{\lambda}(660)$ can be calculated from Eq. 9 and $b_{bt}(\lambda)$ at HydroScat-6 bands from Eq. 8, using measurements by HydroScat-6. The scattering coefficient of nonchlorophyllous particles may have a very variable spectral shape, depending on particles size and composition.

3. For inorganic particles the scattering coefficient is conventionally considered to be inversely proportional to the wavelength. As we have used the measurements at 660 nm as reference, the shape can be expressed as:

$$b_i(\lambda) = b_i(\lambda_0)(\lambda_0 / \lambda)^n, \quad (12)$$

where $\lambda_0 = 660$ nm and n varies between 0 and 2 (Jupp et al. 1994). The value of n for the present dataset was estimated iteratively (Strömbeck 2001) to get coincidence between the spectral shape of the backscattering (b_{bt} derived from Eq. 8) and scattering coefficients b_t (the same relationship as for b_i in Eq. 12) assuming that tripton contains mainly inorganic particles.

This combined method enables to get better estimates of scattering and backscattering coefficients by HydroScat-6 measurements, which are affected by attenuation within the optical path of the instrument.

4. Results and discussion

4.1. Optically active substances

Despite the fact that L. Peipsi has been considered to be a nonstratified lake, during warm and calm summer days a temporary thermocline still forms, as in many other shallow lakes at this latitude (Horne and Goldman 1994). Vertical profiles of the beam attenuation coefficient and of fluorescence are similar (Fig. 4) showing that water turbidity is highly correlated with the phytoplankton biomass in the water column. According to the measured profiles, the maximum of beam attenuation coefficient $c(660)$ was at a depth of 0.2–3.2 m and it was less notable in early morning samplings. This large vertical variation indicates that water samples that we used to collect at 0.2 m depth cannot be always representative for the whole water column and may cause also misinterpretation of the remote sensing data.

Concentrations of optically active substances in water and the Secchi disc depth for L. Peipsi during campaigns are presented in Table 2. In spite of the large variation of the variables in L. Peipsi, Secchi depth and C_{chl} corresponds well to average values of long term monitoring (Table 1). According to these parameters L. Peipsi falls in the same range with lakes investigated earlier in Estonia (data in Arst 2003), but has significantly higher concentrations of all OAS than the two large lakes in Sweden (Strömbeck 2001, Pierson and Strömbeck 2000) (Table 1). Only the lowest values of $a_{ys}(400)$ in L. Peipsi are comparable with the highest values of the same parameter in L. Vänern. Therefore L. Peipsi data complement Vänern and Vättern datasets by the mean of the range of optical properties.

There is a strong relationship between the concentrations of total suspended matter and C_{chl} over all three large lakes (Fig. 5), indicating that generally suspended matter contains a large amount of phytoplankton cells ($R^2=0.83$). However, at low values of variables, C_{chl} and C_{TSS} do not correlate anymore, partly because of uncertainty of the weighting method. High values of C_{TSS} can be caused by high amounts of biomass or suspended solids, which both are typical of shallow eutrophic lakes. Separately in lakes Vänern and Vättern the corresponding determination coefficients were 0.35 and 0.03 and in L. Peipsi 0.40. According to Laugaste et al. (1996) there is a strong seasonal and spatial variation in the composition of suspended particles, for example because of cyanobacteria blooms in the southern area of L. Peipsi (L. Pihkva) in late summer, but in L. Peipsi *s.s.* diatoms may cause high water turbidity even in November.

Yellow substance may be produced in a lake itself or transported from the drainage area. Based on the relationship between yellow substance and C_{chl} (Fig. 6a) in L. Peipsi, similarly to L. Vänern and L. Vättern (Strömbeck 2001), the yellow

substance was clearly of allochthonous origin, referring to the relationship from Davies-Colley and Vant (1987). The correlative relationship between inorganic matter and yellow substance in lakes Vänern and Vättern (Fig. 6b) shows that C_{SPIM} values are somewhat higher when the values of $a_{\text{ys}}(400)$ are higher, which usually refers to samples from river mouths or shallower areas close to the shore of lakes. In L. Peipsi the highest values of a_{ys} (up to 11.0 m^{-1}) were also measured in the mouth of the River Suur-Emajõgi and in narrow L. Lämmijärv; however, C_{SPIM} values may be rather high everywhere over L. Peipsi, as they depend more on the depth and wind conditions than on inflows in shallow lakes (Nõges et al. 1996).

It was shown earlier by Herlevi (2002) and Reinart et al. (2003) that lake water in Estonia and Finland can be optically classified into five different types (*Clear*, *Moderate*, *Turbid*, *Very Turbid* and *Brown*) relying on the concentrations of three main optically active components in water (phytoplankton, yellow substance and total suspended matter). Applying this classification scheme for lakes, we found L. Vättern to fall only into *Clear* water type (26 measurements) while L. Vänern fell mainly into *Clear* water type (95% from 48 measurements) and a very small part was of *Moderate* type. Lake Peipsi, on the contrary, showed large variation in water type: from 94 measurements in 42% the water belonged to *Moderate* type, and 26% to both *Clear* and *Turbid* types, 3% were *Very Turbid* and 2% fell into *Brown* type. In addition, a noteworthy seasonal and spatial pattern was revealed in the water types of L. Peipsi. *Clear* type occurred after the end of spring bloom at the end of May and in early June in the open area of L. Peipsi, while the water belonged to *Very Turbid* class in L. Lämmijärv in August, September or even in November, when there may occur large autumn phytoplankton blooms (Nõges 2001). The distribution of optical properties may depend on the sampling strategy and possibilities. However, this north–south trend of water quality and some optical properties of L. Peipsi were found to be typical also in previous investigations (Kutser et al. 1995; Nõges 2001).

4.2. Inherent optical properties

The values of the specific absorption coefficients, $a^*_{\text{ph}}(\lambda)$, are not constant and theoretically they vary for individual species due to the combined influence of the pigment composition and the so-called package effect. The package effect describes variations of $a^*_{\text{ph}}(\lambda)$ as function of cell size and cellular matter (Kirk 1994). The coefficient $a^*_{\text{ph}}(\lambda)$ expresses the absorption per 1 mg m^{-3} of C_{chl} and it has a trend to decrease with increasing C_{chl} as found in a large range of water bodies (Bricaud et al. 1995). The same tendency is also notable over the samples from Lake Peipsi and lakes Vänern and Vättern (Fig. 7a) in the spectral regions 400–480 nm and to a smaller

extent in the region around 670 nm. The variation among samples from each lake (up to 55%) is much larger than the variation between lakes in all spectral regions, except 666–686 nm, where L. Peipsi has notably values of a_{ph}^* . The average $a_{\text{ph}}^*(\lambda)$ calculated over 16 samples in L. Peipsi is rather similar to the average values in lakes Vänern and Vättern, but in those lakes also the average C_{chl} values are much lower (Table 2), which indicates lower package effect in eutrophic L. Peipsi than in oligotrophic lakes.

For parameterization of phytoplankton absorption spectra in the bio-optical model, spectral parameters A and B in Eq. 3 are calculated from chlorophyll-specific absorption spectra. Our results are compared with the same parameters A and B estimated by Bricaud et al. (1995) for variable sea waters with C_{chl} 0.02–24.5 mg m⁻³ (Fig. 7b), as these have been used in many bio-optical models. The parameter A shows a_{ph}^* at unit C_{chl} and the parameter B deformations of a_{ph}^* spectrum with increase of C_{chl} . Despite the higher values A and B of L. Peipsi, the spectral behavior is in general rather similar: the parameter A has a maximum around 440 nm and B 's maximum is shifted to 480 nm. This means that a_{ph}^* changes most of all in the region 440–480 nm with changes in C_{chl} due to varying amount of phytoplankton pigments. The lowest values for B are in the region 600–630 nm, where a_{ph}^* is less correlated with C_{chl} ($R^2=0.30$). Higher A values in the region 400–470 nm compared with the estimate by Bricaud et al. (1995) refer to a weaker overall package effect; this was also observed in lake samples from six Swedish lakes (Strömbeck 2001). Higher values of the parameter B over the whole investigated spectrum refer to different pigment composition between oceanic and lake phytoplankton, but also to differences between L. Peipsi samples as the samples contain varying amounts of different particles. Bricaud's parameters are suggested for lower C_{chl} values than in L. Peipsi and that dataset did not include low-light conditions, which could be typical for lakes where absorptions by dissolved organic matter decrease light especially in the blue region of the spectrum.

Differences in phytoplankton absorption depend on species composition, availability of nutrients and light as well as age of the phytoplankton community. Cyanophycocyanin and phycoerythrin are common in cyanobacteria, which occurred in L. Peipsi samples in August (www.seiremonitor.ee), while in June silicates (containing chlorophyll c) dominated. More detailed analyses using additional data from different seasons together with estimation of species composition of phytoplankton need to be done before we can suggest lake specific values of parameters A and B . It should be also mentioned that there may have remained some

improperly eliminated particulate absorption as we were not able to discriminate phytoplankton and other particles that may be differently colored.

Tripton absorption is notably higher in eutrophic L. Peipsi than in L. Vättern (Table 3). However, their spectral shapes, characterized by S_t , are very similar without any possible effect of the origin of particles (compare Tables 3 and 2). The shape factor of tripton absorption varies from 0.011 to 0.013 nm^{-1} and is therefore in the range reported for particles in a large range of waters (0.0006-0.016 nm^{-1} by Roesler et al. 1989). The variation of tripton absorption inside of each lake exceeded the variation between the lakes.

Absorption by yellow substance is higher in L. Peipsi than in lakes Vänern and Vättern (Table 3), but within the limits estimated in many small lakes in Estonia (Reinart et al. 2004). The respective range of S_y for lakes is 0.0013–0.020. Some authors note a general trend of the shape factor to increase with a decrease in yellow substance absorption in a large range of lakes and sea area (Davies-Colley and Vant 1987; Aas 2000). Still, in some lakes with a high concentration of yellow substance the slope factor may be high (Herlevi et al. 1999, Arst 2003) like also in L. Peipsi (0.017 compared with 0.014 in L. Vänern). Mäekivi and Arst (1996) suggest for Estonian lakes the value 0.017 nm^{-1} . This variation may be caused by different organic compounds forming yellow substance (Kallio 1999).

Yellow substance is certainly the most absorbing component in the majority of the lakes in Estonia (Arst et al. 1999) including L. Peipsi (Fig. 8a,b,c). In the 16 samples from L. Peipsi 55–80% of the total absorption (Table 4) in the blue region of spectra is caused by yellow substance and its effect is higher than absorption by pure water even in the middle of the visible region in the sampling points close to the River Suur-Emajõgi mouth (*Brown* water type in Table 4). *Clear* water in the central part of the lake has the smallest absorption coefficient among the samples from the lake (Fig. 8a). The effect of yellow substance is high in the blue region, but in other spectral regions the water itself is responsible for absorption (Table 4). In *Turbid* type, particles absorb 36–50% of the radiance over the region 400–700 nm. As shown in Fig. 8b, in this type of water phytoplankton cells have a significant effect on absorption. The effect of different components in *Moderate* type varied between values of *Clear* and *Turbid* in Table 4, according to concentrations of OAS.

In L. Vättern the effect of pure water is comparable with the effect of yellow substance over the entire PAR region (absorption 49% and 40%, respectively) and particles has small effect. In L. Vänern the average absorption by yellow substance

over PAR (73%) is even higher than in L. Peipsi (average 64%), but the effect of particles is more than twice less (8% in L. Vänern and 19% in L. Peipsi).

The scattering coefficient for phytoplankton at 550 nm estimated by Eq. 10 ranged in L. Peipsi from 0.33 to 1.19 m^{-1} (C_{chl} varied 1.9–6.9 mg m^{-3}) and the resulting spectrum shows increased scattering towards longer wavelengths (Fig. 9a). Because only a few bands (according to HydroScat-6 bands) were used here no details are visible in the range where absorption is highest (660–680 nm), as can be actually seen in the measured and simulated spectra by Ahn et al. (1992) and Stramski et al. (2001); however, the general trend is the same.

Both inorganic and organic particles are important in scattering. These spectra have weak and variable spectral dependence. The average value for exponent n in Eq. 12 was 1.01 ± 0.16 (Table 5), which is actually slightly lower than the value estimated in large Swedish lakes (1.25–1.45) by Strömbeck (2001), indicating that particles of larger size are more typical in L. Peipsi than in deep Swedish lakes. These may be particles that can be resuspended from the lake bottom by wind. Decreased spectral variation may also be caused by the presence of weakly absorbing detrital particles, as these absorb more at short wavelengths, decreasing scattering in this region. The exponent for the total scattering coefficient in turbid Estonian and Finnish lakes varies in a large range – from 0.61 to 1.24 m^{-1} (Herlevi et al. 1999).

Out of the total backscattering the phytoplankton backscattering has only a minor effect (Fig. 9b). With an increase in the concentration of particles the total b_b tends to increase (Morel and Ahn 1991). This was also true for L. Peipsi samples. The b_{bt} values in centre of L. Peipsi are comparable with than in L. Vänern (Table 5) but about six times higher than in L. Vättern. The backscattering ratio of inorganic particles (average values over the spectra in Table 5) is more or less spectrally flat, but the values are higher than reported by Lide (2001), whose values are 0.006–0.012. However, these results strongly depend on the particle composition. Values of backscattering ratio for L. Peipsi are slightly higher than for deep Swedish lakes, but in average close to average estimated in Dutch lakes (0.030 in Dekker 1993), which are also shallow and eutrophic or mesotrophic.

It must be noted that scattering properties of L. Peipsi may vary even in a larger range, as measurements of vertical profiles of c , needed for HydroScat-6 corrections, are carried out only in deeper areas of the lake. These results are very preliminary now, as we did not have direct estimates for b_{bph}/b for Eq. 8. Phytoplankton scattering parameterization in Eq.10 has a significant effect on the scattering coefficient, but very small on the backscattering coefficient. Still, these preliminary estimates can be

used as a starting point for a bio-optical model. They show the need to concentrate in further investigations on the estimation of the size and origin of suspended particles.

4.3. Apparent optical properties

Remote sensing reflectance spectra, $R_{rs}(\lambda)$, are necessary for elaborating bio-optical remote sensing models to relate the signal measured by the satellite sensor to water quality. The R_{rs} spectra calculated by Eq. 5 (Fig. 10) indicate also a strong influence of yellow substance at shorter wavebands mentioned in section 4.1. These spectra confirm that lakes may be highly reflective in the green and red regions of the spectrum, but the absolute values of reflectance and its spectral shape may differ greatly. The reflectance values 0.02–0.2% in the region 750–770 nm in L. Peipsi and L. Vänern are far from being zero. This means that the standard methods in estimation of aerosol properties from SeaWiFS and MODIS images may cause a failure of the atmospheric correction procedure (Reinart et al. 2002).

The R_{rs} spectra (Fig. 10) were compared with the classifications of lake water proposed by Vertucci and Likens (1989) and Reinart et al. (2003), the latter was especially elaborated for Estonian and Finnish lakes. Lake Peipsi has the highest variability of measured reflectance spectra. In the central regions of L. Peipsi *s.s.*, where water is deeper and usually more transparent, *Clear* type can be observed, high spectra with a maximum at 580–600 nm correspond to *Turbid* type. An additional reflectance maximum around 690–710 nm is a result of a combined effect of a phytoplankton absorption peak around 676 nm, a fluorescence peak at 685 nm and a rapid increase of water absorption above 700 nm. R_{rs} spectra belonging to *Very Turbid* type were observed during a phytoplankton bloom (all seen in Fig. 10a). In some parts of L. Peipsi the water may be so shallow that the bottom is visible, and this may also cause spectra looking like the highest one in Fig. 10a. The L. Vättern spectra (Fig. 10c) have maximum reflectance at the wavelength 550–580 nm and the reflectance at 500 nm is higher than at 650 nm, which corresponds to *Clear* type by Reinart et al. (2003) and type 3 by Vertucci and Likens (1989). The L. Vänern reflectance spectra (Fig. 10b) have similarly to waters of *Clear* type a maximum at 550–580 nm, but the reflectance at 500 nm is less than at 650 nm and therefore they do not correspond to any type by Vertucci and Likens (1989) but belong to *Moderate* type by Reinart et al. (2003).

All optically active components affect irradiance attenuation in water in a different manner, therefore the absolute values and shape of K_d spectra may differ notably (Fig. 11). The attenuation coefficient of L. Peipsi is higher than in L. Vänern and L. Vättern

over the whole visible spectrum. Lake Vättern as the clearest of the compared lakes has the lowest attenuation coefficient. The irradiance that penetrates to the deepest layers is in the range 530–570, and diminishes down to 1% of the subsurface value at an average depth ($z_{1\%}$) of 21 m. In L. Vänern irradiance 570–600 nm penetrates to the deepest layers and $z_{1\%}$ is down to 10.3 m. The depth to which 1% of the irradiance penetrated into water reaches, is considered to be the lower limit where photosynthesis can take place (Kirk 1994). Its numeric value can be calculated by known K_d values ($z_{1\%} = \ln 100/K_d = 4.6/K_d$). In L. Peipsi vertical profile spectral measurements were made only in the deepest part of the lake, and therefore in Fig. 11 only the lowest measured $K_d(\lambda)$ values are shown. However, radiation attenuation may be even 6 times higher in the case of a phytoplankton bloom or very high turbidity, as estimated by model calculations (Reinart et al. 1999). This spectrum was added to Fig. 11 to illustrate the large variation in L. Peipsi optical properties. So, when in the clearer regions of L. Peipsi irradiance at 580 nm penetrates down to 7 m, then in some areas the maximum 1% depth is only 1.5 m and the spectral maximum is shifted to the red part of the spectrum (700 nm).

Such a varying underwater light availability causes very different conditions for phytoplankton growth and therefore has an effect on primary production in the lake. As the lake is shallow, the bottom is well lighted in many areas, which affects the living conditions of bottom flora and fauna (Pihu and Haberman 2001). All this must be taken into account when modeling the conditions in L. Peipsi. Optical properties cannot be considered similarly over the whole basin and for better parameterization of bio-optical models spatial and seasonal variation of water types needs to be clarified.

5. Conclusions

We have studied inherent and apparent optical properties and variation of optically active substances of one of the largest lakes in Europe, Lake Peipsi. Relationships between optical characteristics are of interest in constructing semi-analytical algorithms of remote sensing of this lake and for bio-optical modeling of radiation penetration into water.

In L. Peipsi, as well as in other Estonian lakes and large Swedish lakes Vänern and Vättern, the major absorber is yellow substance, which affects also the spectra of remote sensing reflectance and diffuse attenuation coefficient. In L. Peipsi, however, absorption by phytoplankton may be more than 10% over the whole visible spectrum and therefore gives better chances than in lakes Vänern and Vättern to estimate chlorophyll *a* by the satellite sensors.

The scattering by nonchlorophyllous particles in L. Peipsi is much stronger than in lakes Vänern and Vättern. Backscattering measurements confirm that the backscattering coefficient has a weaker spectral dependence in L. Peipsi than in large Swedish lakes. The scattering coefficient is significantly affected both by organic and inorganic particles. For further application better parameterization of scattering properties is needed, together with analyses of particle size and type composition.

Lake Peipsi's optical properties are very variable both spatially and temporally, covering a large range of water types previously classified in small Estonian and Finnish lakes. Swedish large Lake Vättern has only optically *Clear* lake water, characteristic for waters with relatively low amounts of optically active substances. Lake Vänern may have also some Moderate type areas. In central regions of L. Peipsi *Clear* water type comparable to L. Vänern was observed but mainly *Moderate* type can be found. *Turbid*, even *Very Turbid* (in the case of phytoplankton bloom) and *Brown* (typical of humic lakes) are present in certain areas. For further applications more data about each type need to be collected.

Acknowledgments

This study was supported by EU Marie Curie Fellowship, contract No HPMF-CT-2001-01284, Swedish National Space Board grant 169/02 and Kristjan Jaak Foundation (Estonia). We acknowledge the Estonian Maritime Administration for providing a boat for the field survey and Dr. T. Nõges (Võrtsjärv Limnological Station, Estonia) for the Lake Peipsi data.

References

- Aas E. 2000. Spectral slope of yellow substance: Problems caused by small particles. Proceedings of the XV Conference of Ocean Optics, Monaco, 8 pp (CD-ROM)
- Ahn Y.H., Bricaud A. & Morel A. 1992. Light backscattering efficiency and related properties of some phytoplankters. *Deep Sea Res.* 39: 1835–1855.
- Arst H. & Kutser T. 1994. Data processing and interpretation of sea radiance factor measurements. *Polar Res.* 13: 3–12.
- Arst H., Erm A., Kallaste K., Mäekivi S., Reinart A., Nõges P. & Nõges T. 1999. Investigation of Estonian and Finnish lakes by optical measurements in 1992–1997. *Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 48: 5–24.
- Arst H., Erm A., Reinart A., Sipelgas L. & Herlevi A. 2002. Calculating irradiance penetration into water bodies from the measured beam attenuation coefficient, II: Application of improved model to different types of lakes. *Nord. Hydrol.* 33(2): 207–226.
- Arst, H. 2003. *Optical properties and remote sensing of multicomponential water bodies*. Praxis Publishing. Springer. Chichester, UK. 231 pp.
- Bricaud A., Babin M., Morel A. & Claustre H. 1995. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: Analysis and parameterisation. *J. Geophys. Res.* 100(C7): 1321–1332.
- Bricaud A., Morel A. & Prieur L. 1981. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domain. *Limnol. Oceanogr.* 26: 43–53.
- Davies-Colley R. J. & Vant W. N. 1987. Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.* 32: 416–425.
- Dekker A.G. 1993. *Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing* (Ph.D. thesis) Proefschrift Vrije Universiteit, Amsterdam, 222 pp.
- Horne A. J. & Goldman C. R. 1994. *Limnology*. McGraw-Hill, New York. 575 p.
- Herlevi A., Virta H., Arst H. & Erm A. 1999. Results of light absorption/attenuation measurements in Finnish and Estonian lakes in summer 1997. *Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 48: 46–62.

Herlevi A. 2002. A study of scattering, backscattering and a hyperspectral reflectance model for boreal waters. *Geophysica* 38(1–2): 113–132.

IOCCG. 2000. Remote Sensing of Ocean Color in Coastal and Other Optically-Complex Waters. Sathyendranath, S. (ed), Report of the International Ocean- Color Coordinating Group, No. 3, IOCCG, Dartmouth, Canada.

ISO 10260, 1992 (E). Water quality – Measurements of biochemical parameters – Spectrophotometric determination of chlorophyll-a concentration. (Geneva, Switzerland: ISO), 1-6.

Jupp D.L.B., Kirk J.T.O. & Harris G.P. 1994. Detection, identification and mapping of cyanobacteria – using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 45: 801–828.

Kallio K. 1999. Absorption properties of dissolved organic matter in Finnish lakes. *Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 48: 75–83.

Kirk J. T. O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, University Press, Cambridge, 508 pp.

Kutser T., Arst H., Miller T., Käärman L. & Milius A. 1995. Telespectrometrical estimation of water transparency, chlorophyll-a and total phosphorus concentration of Lake Peipsi. *Int. J. Rem. Sens.* 16(16): 3069–3085.

Kutser T., Herlevi A., Kallio K. & Arst H. 2001. A hyperspectral model for interpretation of passive optical remote sensing data from turbid lakes. *Sci. Total Environ.* 268: 47–58.

Kvarnäs H., 2001. Morphometry and hydrology of the four large lakes of Sweden. *Ambio* 30: 467–474.

Laugaste R., Jastremskij V.V & Ott I. 1996. Phytoplankton of lake Peipsi–Pihkva: species composition, biomass and seasonal dynamics. *Hydrobiologia* 338: 49–62.

Lide D.R. 2001. *CRC Handbook of physics and chemistry*, 82 ed. CRC Press.

Lindell T., Pierson D., Premazzi G. & Ziliolli E (Eds). 1999. *Manual for monitoring European Lakes using remote sensing techniques*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 162 pp

Lindpere A., Starast H., Milius A. & Saan T. 1991. Quantitative changes of water composition in Lake Peipsi-Pihkva in 1985-1989. *Proc. Estonian Acad. Sci, Ecol.* 1: 86–92.

Mobley C.D. 1994. *Light in Water– Radiative Transfer in Natural Waters* . San Diego, Academic Press, 592 pp.

Morel A. & Ahn Y.H. 1991. Optics of heterotrophic nanoflagellates and ciliates: a tentative assessment of their scattering role in oceanic waters compared to those of bacterial and algal cells. *J. Mar. Res.* 49: 177–202.

Morel A., Antoine D. & Gentili B. 2002. Bidirectional reflectance of oceanic waters: Accounting for Raman emission and varying particle phase function. *Appl. Opt.* 41: 6289–6306.

Mäekivi S. & Arst H. 1996. Estimation of the concentration of yellow substance in natural waters by beam attenuation coefficient spectra. *Proc. Estonian Acad. Sci, Ecol.* 6: 108–123.

Nõges T., Habermann J., Jaani A., Laugaste R., Lokk S., Mäemets A., Nõges P., Pihu E., Starast H., Timm T & Virro T. 1996. General description of Lake Peipsi–Pihkva. *Hydrobiology*, 338: 1–9.

Nõges T. (ed) 2001. *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry.* Sulemees Publishers, Tartu. Estonia, 163 pp.

Pierson D. C. & Strömbeck N. 2000. A Modelling approach to evaluate preliminary remote sensing algorithms: Use of water quality data from Swedish Great Lakes. *Geophysica* 36(1–2): 177–202.

Pihu E & Habermann J. (eds) 2001. *Lake Peipsi. Flora and Fauna.* Sulemees Publishers, Tartu. Estonia , 150 pp.

Pope M. & Fry E.S. 1997. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II integrating cavity measurements. *Appl.Opt.* 36: 8710–8723.

Reinart A. & Herlevi A. 1999. Diffuse attenuation coefficient in some Estonian and Finnish lakes. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 48(4): 267–283.

Reinart A., Herlevi A., Arst H. & Sipelgas L. 2003. Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and South-Finland. *J. Sea Res.* 49: 357–366.

Reinart A., Pierson D. & Land P. 2002. Large European Lakes in SeaWIFS and MODIS images. *Proceedings of Ocean Optics XVI*, 2002, CD-ROM

Reinart A., Paavel B. & Pierson D. 2004. Effect of colored dissolved organic matter on attenuation of photosynthetically active radiation in Lake Peipsi. *Proc. Estonian Acad. Sci, Ecol.* (in press, June 2004).

- Roesler C. S., Perry M. J. & Carder K. L. 1989. Modeling *in situ* phytoplankton absorption spectra from total absorption spectra in productive inland marine waters. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1510–1523.
- Sathyendranath S. L. & Platt T. 1988. The spectral irradiance field at the surface and in the interior of the ocean: A model for application in oceanography and remote sensing. *J. Geophys. Res.* 93: 9270–9280.
- Stramski D., Bricaud A. & Morel A. 2001. Modeling the inherent optical properties of the ocean based on the detailed composition of the planktonic community. *Applied Optics* 40(18): 2929–2945.
- Strömbeck N. & Pierson D. 2001. The effects of variability in the inherent optical properties on the estimations of the chlorophyll a by remote sensing in Swedish freshwaters. *Sci. Total Environ.* 268: 123–137.
- Strömbeck N. 2001. *Water quality and optical properties of Swedish lakes and coastal waters in relation to remote sensing*. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from faculty of Science and Technology 633. Uppsala, 27 pp.
- Tassan S. & Ferrari G.M. 1995. An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1358–1368.
- Vertucci F. A. & Likens G. E. 1989. Spectral reflectance and water quality of Adirondack mountain region lakes. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1656–1672.
- Willén E. 2001. Phytoplankton and water quality characterization: Experiences from the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern. *Ambio* 30: 529–537.
- Xu F., Dawson R.W., Tao S., Cao J. & Li B. 2001. A method for lake ecosystem health assessment: an Ecological Modeling Method (EMM) and its application. *Hydrobiologia* 443 (1–3): 159–175.

TABLES

Table 1. Morphometric data and parameters relevant to the studied lakes (Nõges 2001; Kvarnäs 2001)

Parameter	L. Peipsi	L. Vänern	L. Vättern
Area, km ²	3555	5648	1856
Mean depth, m	7.1	27	39.8
Maximum depth, m	15.3	106	128
¹ Chlorophyll <i>a</i> , mg m ⁻³	1.8-95	0.2-10.6	<0.1-5.2
¹ Secchi depth, m	0.4-4.8	2.0-7.9	6.5-15.0

¹data from long time monitoring (<http://www.seiremonitor.ee/>, <http://info1.ma.slu.se/>)

Table 2. Mean and standard deviation values for parameters showing concentrations of optically active substances in water during optical measurements

	L. Peipsi <i>N</i> =94	L. Vänern ¹ <i>N</i> =48	L. Vättern ¹ <i>N</i> =22
<i>C</i> _{chl} , mg m ⁻³	27.9±17.1	3.9±1.2	2.0±0.5
<i>C</i> _{TSS} , g m ⁻³	8.5±5.9	1.2±0.4	0.6±0.6
<i>C</i> _{SPIM} , g m ⁻³	3.9±6.1	0.6±0.2	0.2±0.1
<i>C</i> _{SPOM} , g m ⁻³	5.3±4.0	0.6±0.4	0.3±0.2
<i>a</i> _{ys} (400), m ⁻¹	2.6±1.22	2.51±1.05	0.52±0.19
<i>z</i> _{Secchi} , m	1.7±0.7	4.0±0.6	9.0±0.4

¹ Strömbeck (2001)

Table 3. Absorption parameters of L. Peipsi as compared with lakes Vänern and Vättern in Sweden

	L. Peipsi <i>N</i> =16	L. Vänern ¹ <i>N</i> =48	L. Vättern ¹ <i>N</i> =22
<i>a</i> _t (400), m ⁻¹	0.72±0.50	0.14±0.17	0.05±0.02
<i>S</i> _t (400-550), nm ⁻¹	0.012±0.001	0.012±0.001	0.014±0.004
<i>a</i> _{ys} (400), m ⁻¹	4.62±2.75	2.51±1.17	0.52±0.13
<i>S</i> _{ys} (400-550), nm ⁻¹	0.017±0.001	0.014±0.001	0.017±0.007

¹Strömbeck (2001), there symbols *a*_d and *S*_d are used instead of *a*_t and *S*_t, as absorption by inorganic particles was omitted in lakes Vänern and Vättern

Table 4. Percentage of absorption by different components in water of the total absorption in three spectral ranges by examples representing different water types in L. Peipsi

Water type	400-450 nm	550-650 nm	660-680 nm
Absorption by water			
<i>Clear</i>	0.2-0.3%	47-57%	75-83%
<i>Turbid</i>	0.1-0.2%	35-37%	56-59%
<i>Brown</i>	0.2-0.3%	22-26%	59-60%
Absorption by CDOM			
<i>Clear</i>	74-80%	17-29%	2-6%
<i>Turbid</i>	55-63%	18-23%	3-5%
<i>Brown</i>	85-87%	52-57%	12-17%
Absorption by particles			
<i>Clear</i>	15-33%	13-29%	12-20%
<i>Turbid</i>	36-45%	40-50%	36-41%
<i>Brown</i>	13-15%	20-23%	24-29%

Table 5. Preliminary scattering parameters (average \pm std.dev) of the L. Peipsi, compared with lakes Vänern and Vättern.

	L. Peipsi <i>N=3</i>	L. Vänern ¹ <i>N=21</i>	L. Vättern ¹ <i>N=13</i>
$b_b(442), m^{-1}$	0.041 \pm 0.018	0.029 \pm 0.006	0.005 \pm 0.001
$b_{bt}(442), m^{-1}$	0.038 \pm 0.017	0.028 \pm 0.006	0.005 \pm 0.001
<i>n</i>	1.01 \pm 0.16	1.46 \pm 0.13	1.25 \pm 0.18
b_b/b	0.029 \pm 0.015	0.025 \pm 0.005	0.020 \pm 0.006
b_{bt}/b_t	0.046 \pm 0.020	0.037 \pm 0.009	0.032 \pm 0.015

¹ Strömbeck (2001), there inorganic scattering (denoted with subscript *i*) was shown instead of tripton (*t*) scattering, as detrital scattering was omitted in lakes Vänern and Vättern

FIGURE CAPTIONS

Figure 1. Subdivision of Lake Peipsi into three parts and location in Europe. Points show locations of optical measurements and regular state monitoring (<http://www.seiremonitor.ee>).

Figure 2. Long-term changes (1999–2003) of water transparency by Secchi disc (mean \pm std.dev) in three parts of Lake Peipsi (L. Peipsi *s.s.*, L. Lämmijärv, L. Pihkva) and close to the inflow of the River Suur-Emajõgi.

Figure 3. Seasonal dynamics of water transparency (Secchi disc) in different parts of Lake Peipsi in 2003. (L. Pihkva was visited only once.)

Figure 4. Example of vertical variation of Lake Peipsi water properties, as measured on June 11, 2003, 10:25-11:00 UTM

Figure 5. Relationship between total suspended matter and chlorophyll *a* concentration in lakes Peipsi, Vänern and Vättern.

Figure 6. Absorption by dissolved organic matter $a_{ys}(400)$ as (a) a function of chlorophyll *a* concentration, C_{chl} ; (b) a function of inorganic suspended matter concentration C_{SPIM} .

Figure 7. (a) Examples of specific absorption coefficients of phytoplankton, a_{ph}^* at varying concentrations of chlorophyll *a* as estimated in lakes Peipsi, Vänern and Vättern. (b) Parameters *A* and *B* in Eq. 3 (together with R^2 values of power regression) for Lake Peipsi and from Bricaud et al. (1995).

Figure 8. Spectral absorption coefficients *a* (ph-phytoplankton, t-tripton, ys-CDOM, w-water) in Lake Peipsi as examples of (a) *Clear*, (b) *Turbid* and (c) *Brown* water type.

Figure 9. Example of (a) scattering coefficient, *b*, and (b) backscattering coefficient, b_b , as estimated for Lake Peipsi by calculations (Eqs. 7–12) from corrected HydroScat-6 measurements (June 11, 2002).

Figure 10. Measured remote sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$ from lakes (a) Peipsi, (b) Vänern and (c) Vättern. Thick solid lines represent average values; thin lines—maximum and minimum values.

Figure 11. Mean spectra of diffuse attenuation coefficients, $K_d(\lambda)$ measured in three large lakes. For Lake Peipsi the spectrum according to very high attenuation ($K_d(490)=8.0 \text{ m}^{-1}$) estimated by model calculations (Reinart et al. 2003) is shown in addition.

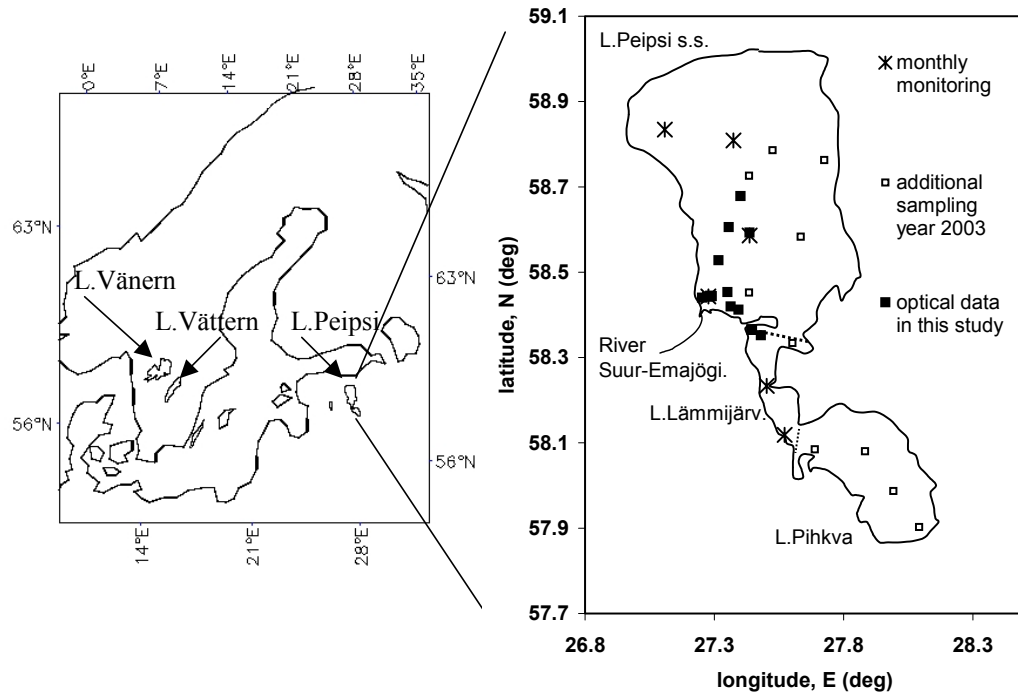


Fig.1

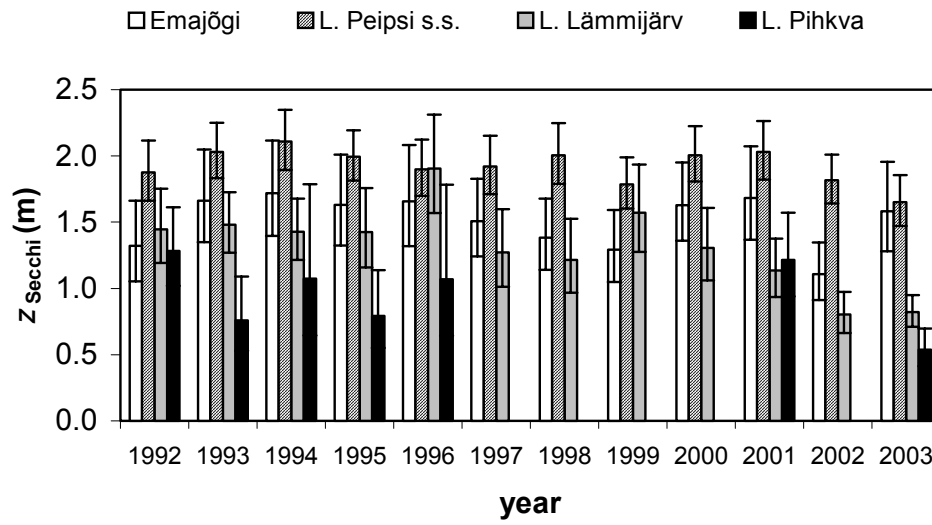


Fig.2

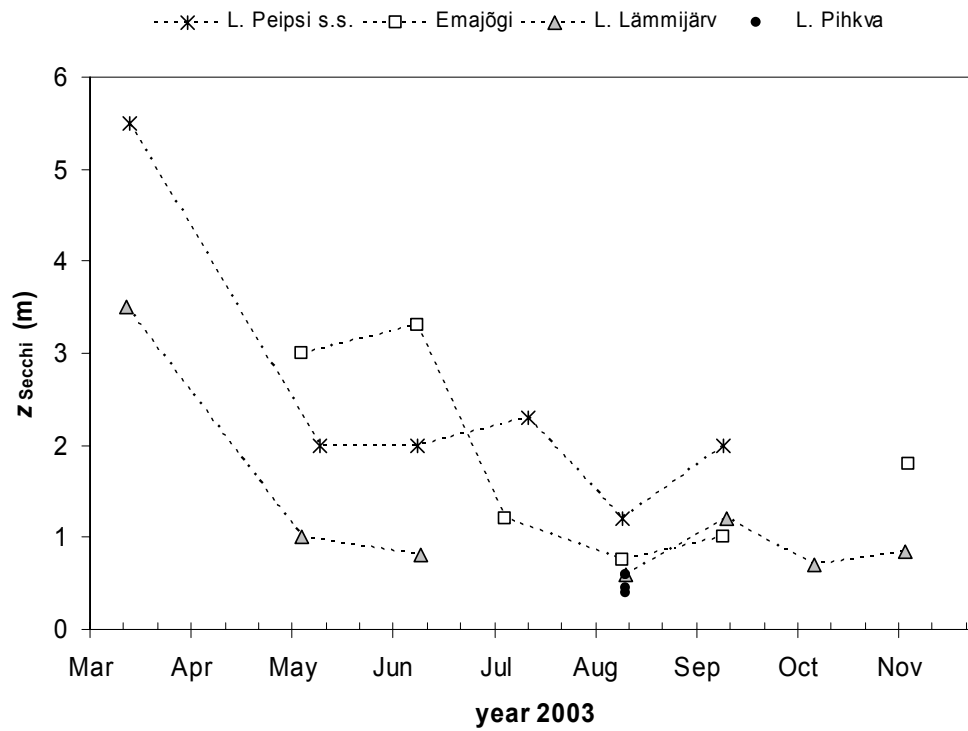


Fig. 3

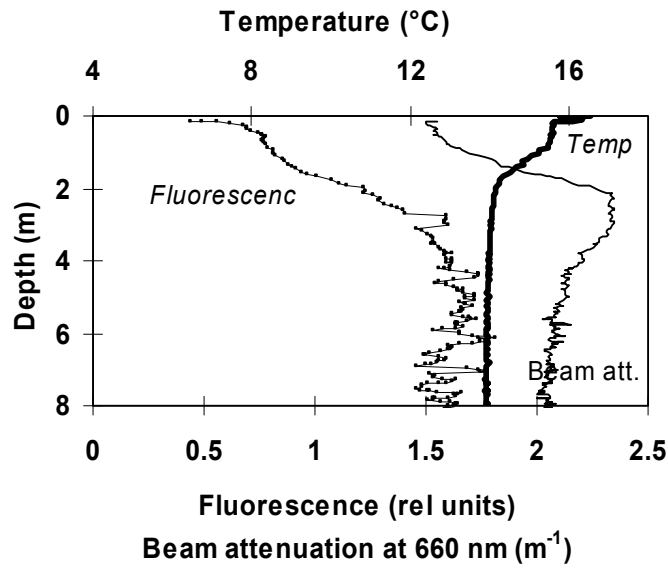


Fig.4

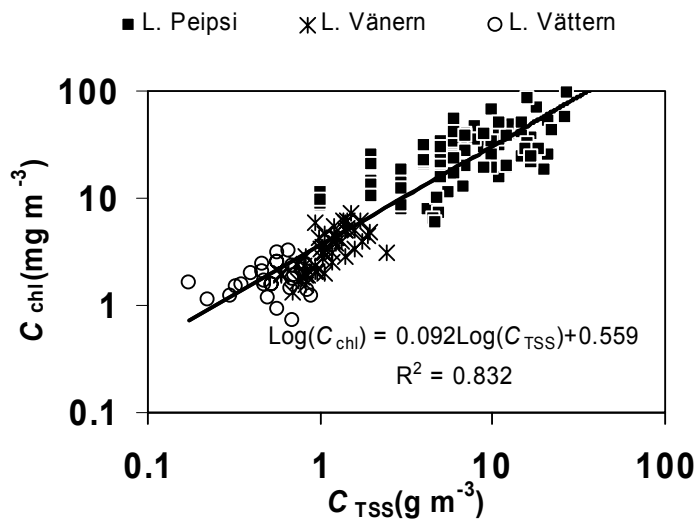
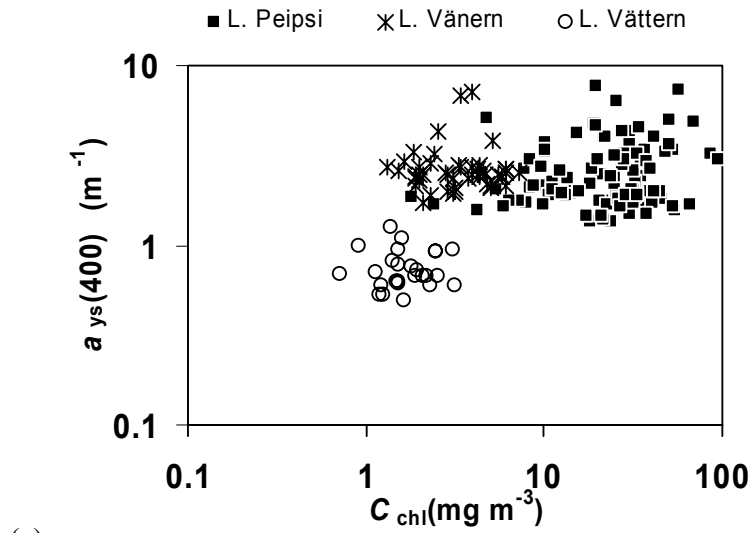
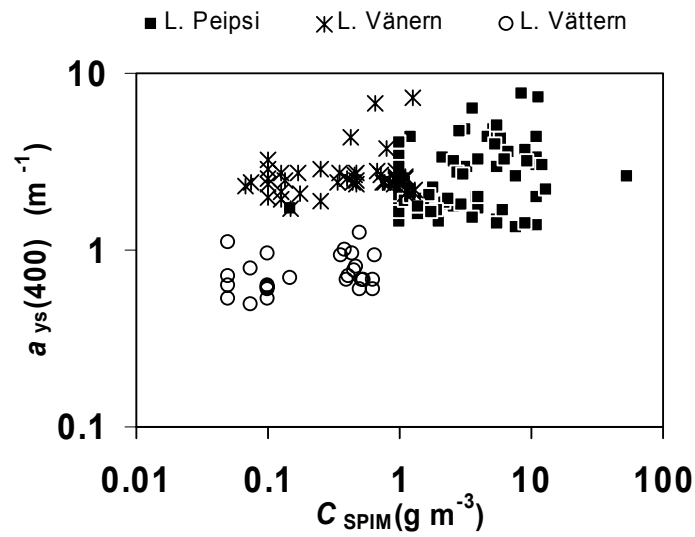


Fig.5

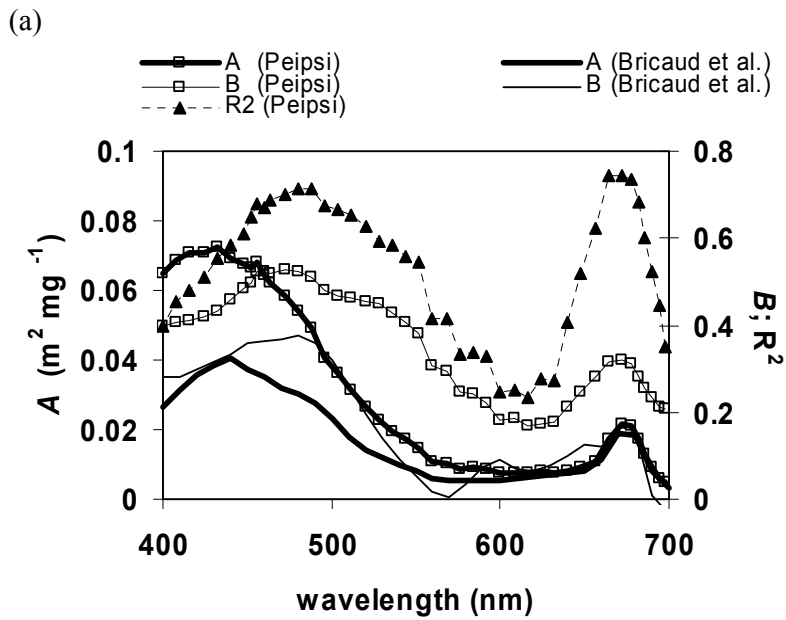
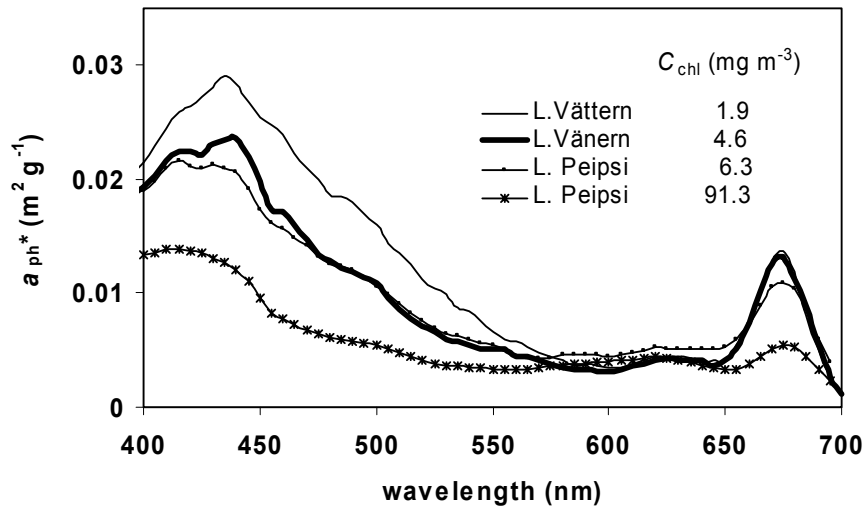


(a)



(b)

Fig.6



(b)

Fig.7

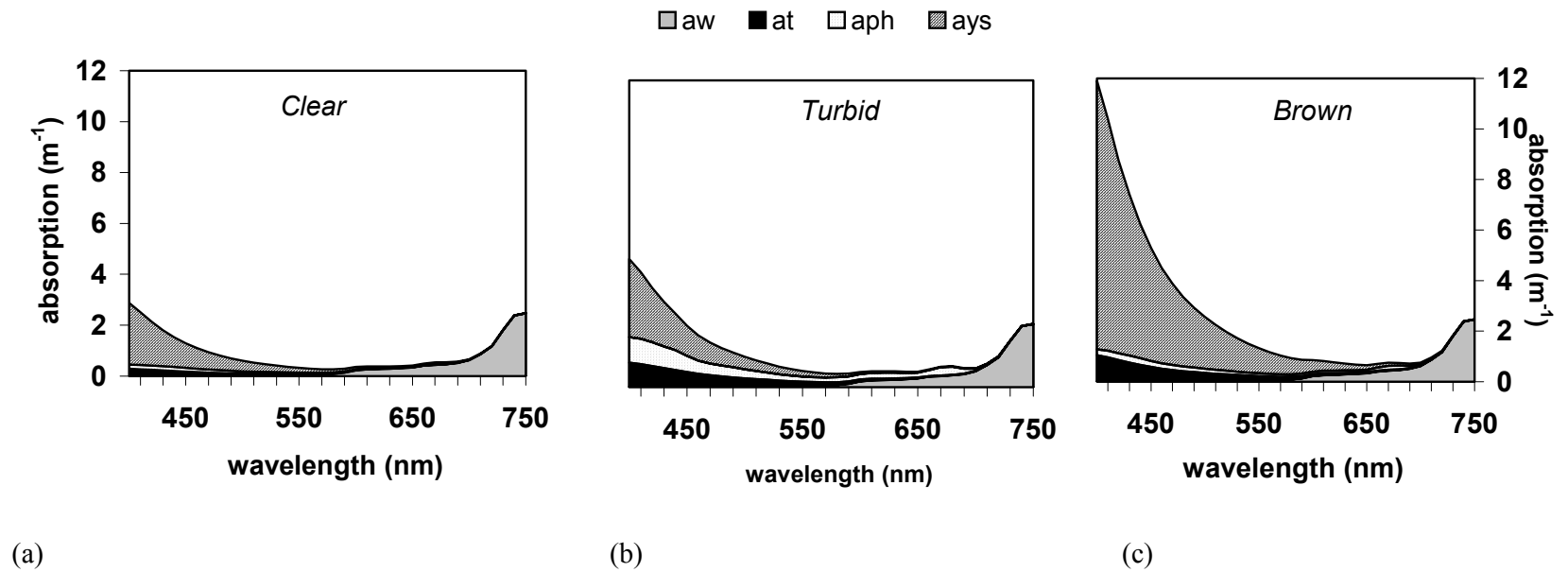


Fig. 8 a, b, c

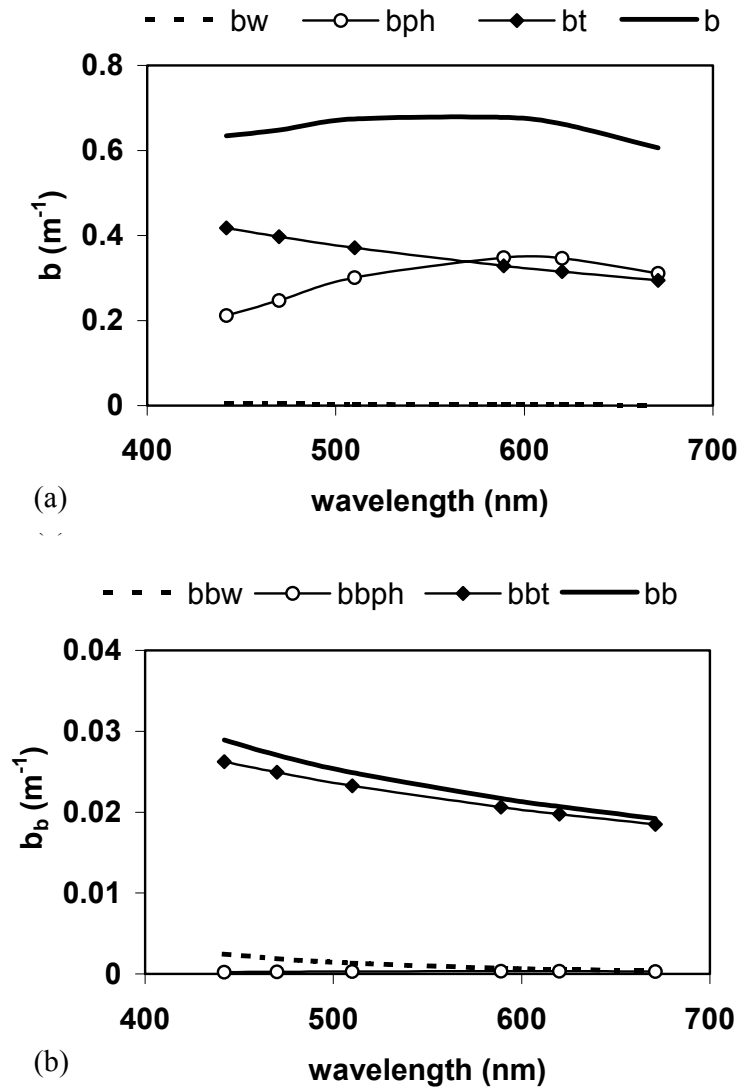


Fig. 9 (a) (b)

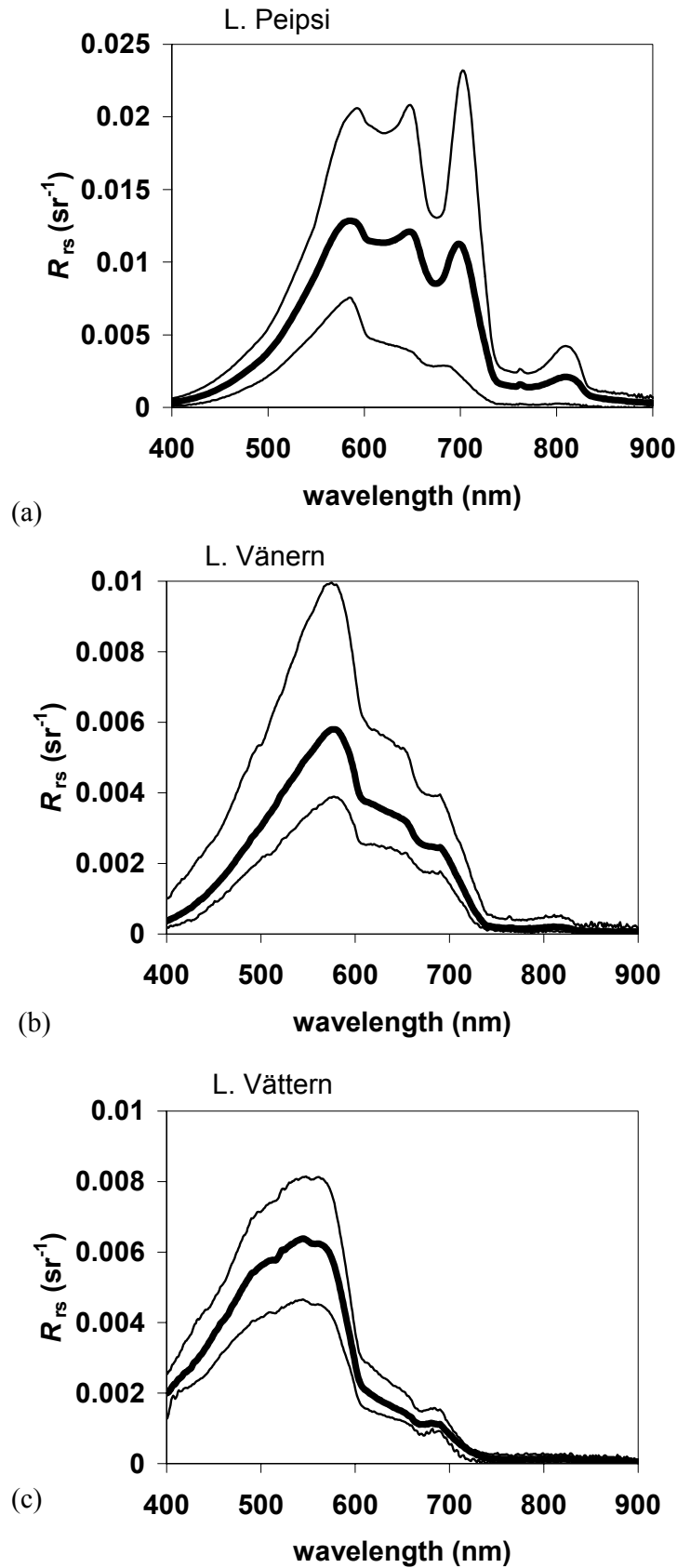


Fig.10 (a) (b) (c)

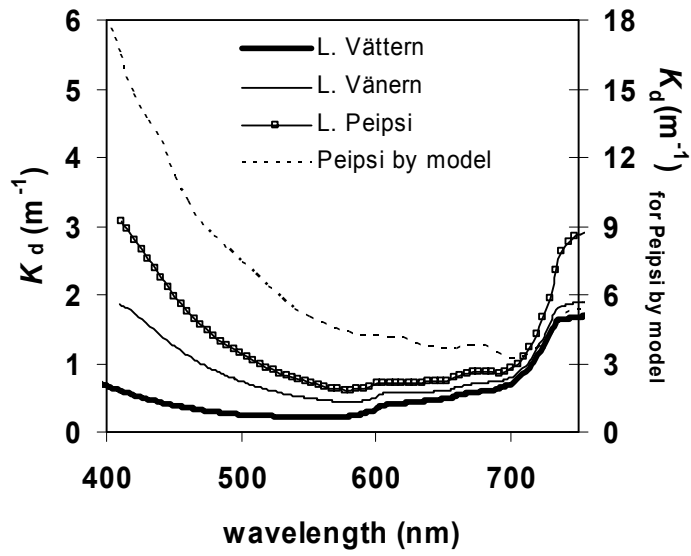


Fig.11

Birgot Paavel

20.05.2004