



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS
FUNDAMENTINIŲ MOKSLŲ FAKULTETAS
FIZIKOS KATEDRA

Anastasija Moisejenkova

RADIOCEZIO ELGSENA NEGILIAME DISTROFINIAME EŽERE
ON THE RADIOCESIUM BEHAVIOR IN A SHALLOW DYSTROPHIC
LAKE

Baigiamasis magistro darbas

Technosferos ekologija, valstybinis kodas 62403B104

Technosferos ekologija

Ekologija ir aplinkotyra

Vilnius, 2008

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS FAKULTETAS
FUNDAMENTINIŲ MOKSLŲ FAKULTETAS
FIZIKOS KATEDRA

TVIRTINU
Katedros vedėjas

(Parašas)

doc. dr. Artūras Jukna

(Vardas, pavardė)

(Data)

Anastasija Moisejenkova

RADIOCEZIO ELGSENA NEGILIAME DISTROFINIAME EŽERE
ON THE RADIOCESIUM BEHAVIOR IN A SHALLOW DYSTROPHIC
LAKE

Baigiamasis magistro darbas

Technosferos ekologija, valstybinis kodas 62403B104

Technosferos ekologija

Ekologija ir aplinkotyra

Vadovas doc. dr. N. Astrauskienė
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Konsultantas dr. N. Tarasiuk
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Konsultantas doc. dr. A. Kaulakienė
(Moksl. laipsnis, vardas, pavardė)

(Parašas)

(Data)

Vilnius, 2008

Vilniaus Gedimino technikos universitetas

Fundamentinių mokslų fakultetas

Fizikos katedra

ISBN ISSN

Egz. sk.

Data-....-....

Technosferos ekologijos studijų programos baigiamasis magistro darbas

Pavadinimas **Radiocezio elgsena negilame distrofiniame ežere**

Autorius **Anastasija Moisejenkova**

Vadovas doc. dr. **Nijolė Astrauskienė**

Kalba

☒ X

Lietuvių

☐

Užsienio

Anotacija

Baigiamajame magistro darbe nagrinėjamas mažo negilaus humusinio ežero, kuris tapo meromiktiniu dar prieš Černobylio avariją, užterštumas radioceziu. Tyrimai parodė, kad ežeras yra sudarytas iš dviejų atskirų baseinų. Viršutinė ežero dalis (iki 3 m gylio) tampa visiškai aerobine tik rudenį, kai ežere vyksta gravitacinis maišymasis. Ežero dugno nuosėdos žemiau kaip 3 m gylio anaerobiniame nesimaišančiame baseine užterštos radioceziu tik dėl branduolinio ginklo bandymų iškritų. Aukštesnis ežero baseinas yra papildomai užterštas radioceziu dėl įvykusios Černobylio avarijos.

Radiocezio ežero vandenyje daugėja didėjant gyliui. Paviršiniame vandens sluoksnyje jis yra pastovus. Viršutinio baseino priedugninėse zonose radiocezis, esantis dugno nuosėdose, yra susietas su lynų pasirinktomis žiemojimo vietomis. Dugno nuosėdų bioturbacija ir jų persiskirstymas dėl lynų aktyvumo iškraipo natūraliai suformuotą radiocezio vertikalųjį profilį. Tai sudaro ekstremalius radiologinius atvejus uždaramame humusiniame ežere. Dėl šios priežasties tokie ežerai turi priklausyti padidintos rizikos grupei.

Prasminiai žodžiai: radiocezis, humusinis ežeras, dugno nuosėdos, sedimentacija

Vilnius Gediminas Technical University
The Faculty of Fundamental Sciences
The Department of Physics

ISBN ISSN
Copies No.
Date-....-....

Ecology of Technosphere study programme bachelor (master) thesis.

Title: **On the radiocesium behavior in a shallow dystrophic lake**

Author **Anastasija Moisejenkova**

Academic supervisor doc. dr. **Nijolė Astrauskienė**

Thesis language

☒ Lithuanian

☐ Foreign (English)

Annotation

Peculiarities of radiocesium contamination of a small shallow humic lake, which became meromictic before the Chernobyl accident, are examined. It is shown that the lake consists of two separate basins. Radiocesium load of the sediments below the 3-m depth in the anaerobic stagnant water part of the lake is mainly formed by nuclear weapons fallout. That load of the upper water basin is significantly larger due to additional contamination after the Chernobyl accident.

The concentrations of radiocesium in lake water grow with the depth, and, even in the surface layer, they are commonly the greatest among the neighboring lakes with transparent water. It is shown that in bottom areas of the upper basin, the radiocesium is sucked into sediments, and it is related with the favorite sites of tench winter torpor. The sediment bioturbation and its redistribution due to the tench activities distort naturally settled vertical profiles of radiocesium. It is assumed that considering extreme radiological situation in closed humic lakes they must be treated as critical objects in assessing risk for humans after radionuclide deposition events.

Keywords: radiocesium, humic lake, sediment, tench

Turinys

Įvadas	6
1. Literatūrinė apžvalga	8
1.1 Ežerų klasifikavimas	8
1.2 Ežerų vandens stratifikacija	10
1.3 Vandens spalva	11
1.4 Skaidraus ir spalvoto vandens ežerų skirtumai	13
1.5 Skaidraus ir spalvoto vandens ežerų limnologinės savybės	14
1.6 Radiocezio patekimas į aplinką	18
1.7 Radiocezis ežeruose	18
1.8 Radiocezio migracija vandens ekosistemose	20
1.9 Radiocezio tyrinėjimai	21
1.10 Pasiskirstymo koeficientas K_D	22
2. Eksperimentinė dalis	24
2.1 Tiriamasis objektas	24
2.2 Eksperimentiniai metodai	25
3. Eksperimentiniai rezultatai ir jų aptarimas	27
3.1 Eksperimentiniai rezultatai	27
3.2 Rezultatų aptarimas	39
Išvados	40
Literatūra	41

[vadas

Vis spartesnis branduolinės energetikos plėtojimas lėmė didelių radionuklidų kiekių patekimą į aplinką. Didžiausia radioaktyvioji užtarša buvo termobranduolinių bandymų metu, ypač termobranduolinių bandymų vietose, t.y. prie šaltinio.

Kaip yra žinoma, per pastarąjį šimtmetį viso pasaulio jūros ir vandenynai pajuto neigiamą žmogaus veiklos įtaką, tačiau neturime pamiršti ir kitų svarbių hidrosferos darinių – upių ir ežerų.

Kiekvienas ežeras yra neatsiejama Lietuvos kraštovaizdžio dalis. Nesvarbu kokie bebūtų šie ežerai – dideli, maži, seklūs ar gilūs – jie visi yra unikalūs. Žmonės naudojami šiais unikaliais dariniais, tačiau jų nepažįsta.

Kiekvieną ežerą galima laikyti savotišku pasauliu, kuriame vyksta be galo daug sudėtingų procesų: fizikinių, cheminių, geologinių ir biologinių. Visus šiuos procesus lemia išorinės aplinkos ir vidinės sistemos veiksniai. Vienas iš pagrindinių būtų radionuklidų patekimas į ežero subalansuotą sistemą ir šios sistemos suardymas.

Dirbtini radionuklidai patenka į vandens telkinius su globaliomis iškritomis. Didžioji dalis dirbtinių radionuklidų pateko į Lietuvos vandenį 1986 m. po Černobylio atominės elektrinės (toliau - ČAE) sprogimo.

Darbo aktualumas

Šis darbas nagrinėja radiocezio elgseną gamtinėje vandens sistemoje.

Šiuo metu pasaulyje yra labai daug atominių elektrinių, kuriose gali įvykti įvairių trikdžių, kaip pavyzdį galima pateikti ČAE avariją 1986 m. Todėl svarbu žinoti, kokie radionuklidai patenka į aplinką, kas tuo metu vyksta vandens sistemose, kur ir kokios susidaro nuklidų kaupimosi zonos.

Radiocezio elgsena vandens sistemoje svarbi visiems gėlo vandens telkiniams, kadangi gėlo vandens problema yra viena iš pagrindinių pasaulyje. Taip pat galima įvertinti ir žmogų veikiantį rizikos faktorių. Žmogus maudosi užterštame vandens tvenkinyje, valgo pagautas jame žuvis, todėl būtina žinoti būsimas pasekmes ir gautas švitinimo dozes.

Spalvoto vandens telkiniams būdingi specifiniai ypatumai, kurie aptariami šiame darbe. Jie priklauso didesnės rizikos sistemai. Tokiose sistemose svarbu nustatyti padidėjusio radionuklidų aktyvumo sluoksnius, kadangi šiuo atveju nuklidai kaupiasi ne visame telkinyje, o tam tikrose jo vietose ir sluoksniuose. Skaidraus vandens telkiniai skiriasi nuo spalvotų savo vertikaliąja struktūra, todėl ir radionuklidų kaupimasis juose skirtingas.

Darbo tikslai

1. Nustatyti mažo uždaro humusinio ežero vertikaliosios struktūros (temperatūros, pH, deguonies koncentracijos, elektros laidumo) sezoninius pokyčius. Įvertinti ežero ypatumus: maišymosi galimybes, standartinius vertikaliosios struktūros profilius.
2. Nustatyti mažo uždaro humusinio ežero užtaršos radioceziu ypatumus: dugno nuosėdų ir vandens užtaršą, pasiskirstymą dugno nuosėdose, migracijos galimybę.

1. Literatūrinė apžvalga

1. 1 Ežerų klasifikavimas

Mokslininkai (Thienemann 1925, Naumann 1931) suskirstė ežerus pagal maisto medžiagų kiekį, cirkuliuojantį limnosistemoje, ir biologinį produktyvumą (Kilkus 2005). Jie skirstomi taip (1 lentelė):

- oligotrofiniai (nemaistingi);
- eutrofiniai (maistingi).

1 lentelė. Oligotrofinių ir eutrofinių ežerų tipiniai požymiai (Kilkus 2005)

Oligotrofija	Eutrofija
Gilūs, siaura litoralė	Seklūs, plati litoralė
Epilimniono tūris mažas, palyginti su hipolimniono tūriu	Hipolimniono tūris mažas, palyginti su epilimniono tūriu
Vanduo labai skaidrus	Vandens skaidrumas ribotas
Vandenyje mažai maisto medžiagų	Vandenyje daug autotrofams būtinų maisto medžiagų
Mineralinės nuosėdos	Profundalėje kaupiasi organogeniniai dumbliai (sapropeliai)
Daug deguonies visuose ežero vandens sluoksniuose	Stratifikacijų laikotarpiais hipolimnione susidaro anaerobinės sąlygos
Litoralė neapaugusi makrofitais	Litoralėje veši makrofitai
Fitoplanktono biomasė menka	Fitoplanktono biomasė didelė
Profundalės bentoso rūšių įvairovė didelė, tačiau biomasė - menka	Profundalės bentoso rūšių įvairovė menka; vyrauja deguonies stygiui pakančios rūšys, tačiau biomasė didelė

Pirmieji ežerai (oligotrofiniai) paprastai yra gilūs, jų biologinis produktyvumas menkas net esant pakankamai maisto medžiagų hipolimnione. Antrieji – eutrofiniai – ežerai būna seklesni, maisto medžiagų stygių trofogeninėje zonoje jie gali kompensuoti iš dugno nuosėdų į vandenį migruojančiosiomis medžiagomis (Kilkus 2005).

Vykstant nuosekliai eutrofikacijai (didėjant ežero trofiškumui), keičiasi visi limnosistemos parametrai – biotiniai ir abiotiniai (1 lentelė), tačiau proceso kryptis išlieka nepakitusi – didėja limnosistemos autotrofiškumas, t. y. jos gebėjimas gaminti organinę

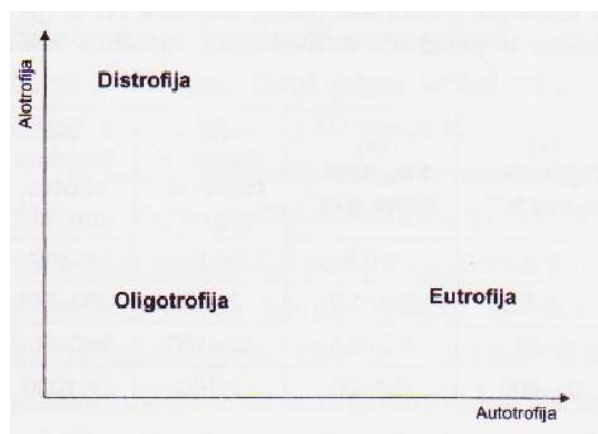
produkciją iš savų maisto medžiagų (1 pav.). Mokslininkai (Hakanson 1980) skiria keturias trofines klases, o jų ribas apibrėžia fiziniai, cheminiai ir biologiniai rodikliai (2 lentelė) (Kilkus 2005).

2 lentelė. Ežerų trofinė klasifikacija ir jų kriterijai (Kilkus 2005)

Trofinė klasė	Vandens skaidrumas, m	Pirminė produkcija, $\text{g}\cdot\text{C}\cdot\text{m}^{-2}$ per metus	(v)* Chlorofilas a, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	(v)* Fitoplanktonas, $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	(p)* Suminis fosforas, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$	(p)* Suminis azotas, $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$
Oligotrofinė	>5	<30	<2	<0,8	<5	<300
Mezotrofinė	3-6	25-60	2-8	0,3-1,9	5-20	300-500
Eutrofinė	1-4	40-200	6-35	1,2-2,5	20-100	350-600
Hipertrofinė	0-2	130-600	30-400	2,1-20	>100	>1000

*indeksai (v) ir (p) – vidutinė koncentracija atitinkamai vegetacijos ir pavasario konvekcinės sąmaišos laikotarpiais.

Aukščiau aptartų ežerų ontogenezė yra susijusi su autotrofijos didėjimu. Tačiau A. Thienemannas (1931) atrado ežerus su visiškai priešinga – alotrofine raidos linija (1 pav.) ir pavadino juos distrofiniais (bemaščiais) ežerais.



1 pav. Ežero trofinių būsenų kaita, didėjant autochtoninių ir alochtoninių organinių medžiagų koncentracijai (Kilkus 2005)

Distrofiniai ežerai kaupia sunkiai skaidomas alochtonines organines medžiagas, daugiausia – humuso rūgštis, todėl dar vadinami polihuminiiais, arba humusiniiais, ežerais. Humusinių medžiagų prisotinta ir rūgšti aplinka yra nepalanki bakterijų metabolizmui, todėl organikos skaidymas vyksta lėtai, vandenyje stinga maisto medžiagų ir limnosistemos pirminė

produkcija yra menka (Kilkus 2005). Tokie ežerai dažnai būna sudedamoji dalis vientiso pelkės komplekso, kurio autochtoninė biologinė produkcija gali būti ganėtinai didelė.

Taip pat galima paminėti ir tokius ežerus, kaip acidotrofiniai, alkalitrofiniai ir siderotrofiniai. Pirmieji kaupia rūgštis (nebūtinai organines), antrieji – šarmus (labai didelis vandens pH), o tretieji – geležies junginius.

1.2 Ežerų vandens stratifikacija

Ežero šilumos apykaitoje aktyviausiu yra laikomas paviršinis vandens sluoksnis, sugeriantis Saulės spinduliuotę bei prarandantis šilumą dėl ilgabangio spinduliavimo ir garavimo. Kintant vandens temperatūrai, kinta ir jos tankis. Kaip yra žinoma, gėlas vanduo tankiausias ($\rho = 1$) esant jo temperatūrai 3,98 °C. Kai vandens temperatūra kyla virš šios reikšmės arba krinta žemiau jos, tai tankis mažėja, t.y. vanduo tampa lengvesnis. Būtent tai ir nulemia ežero vandens masės stratifikavimą, t.y. susisluoksniavimą. Kalbant apie ežero stratifikaciją, dažniausia turima omenyje sezoninė stratifikacija, kuri realizuojasi esant pakankamai giliam ežerui. Tačiau terminės stratifikacijos būna ne tik sezoninės, bet ir kelių valandų, paros arba metų.

Nereikia užmiršti, kad ežero vandens masėje sukauptas šilumos kiekis per metus periodiškai kinta (Kilkus 2005). Todėl terminės stratifikacijos ežere yra periodiškai keičiamos konvekcijomis homotermijos. Ežerai, kurių vandens masė dėl laisvosios konvekcijos bent vieną kartą per metus yra visiškai išmaišoma nuo paviršiaus iki dugno, vadinami holomiktiniais ežerais (Kilkus 2005). Šie ežerai dar gali būti skirstomi į monomiktinius (vandens masė persimaišo vieną kartą per metus) ir dimiktinius (vandens masė maišosi du kartus per metus).

Ežerus tiriantys mokslininkai sudarė pakankamai daug stratifikuotų ežerų klasifikacijų. Dar 1956 m. visas ežerų klasifikacijas apibendrino G. Hutchinson ir Löffler (Kilkus 2005). Pasak jų, terminis ežero tipas yra geografinės platumos ir absoliutaus aukščio funkcija.

Be jau minėtų ežerų, galima išskirti dar ir chemiškai stratifikuotus ežerus, kurių vandens druskingumas, tankis, einant gilyn didėja, todėl vandens temperatūros pokyčių nulemta laisvoji konvekcija negali apimti visos vandens stromos. Tokie – tik iš dalies išmaišomi ežerai, turintys storesnį ar plonesnį stagnuojančio vandens sluoksnį prie dugno, vadinami meromiktiniais ežerais (Kilkus 2005). Šių ežerų vandens masė yra dvisluoksnė. Viršutinis, turintis mažesnį druskingumą vandens sluoksnis, visiškai persimaišo iki tam tikro gylio (miksolimnionas), o apatinis, slūgstantis po juo vandens sluoksnis, negali būti išmaišomas dėl

didelio druskingumo (monimolimnionas). Šiuos sluoksnius skiria chemoklinas – tarpinis sluoksnis, kuriame būna didžiausi hidrocheminiai gradientai.

Meromiktinių ežerų cheminės stratifikacijos priežastys gali būti įvairios. Jos yra suskirstytos į tris grupes: ektogeninę, kreogeninę ir biogeninę (endogeninę) meromiksiją. Mūsų atveju svarbiausia yra biogeninė meromiksija, kurios priežastimi yra vandens druskingumo padidėjimas ežero priedugnyje irstant organinėms medžiagoms. Temperatūrų inversijos šių ežerų monimolimnionuose taip pat susijusios su dideliu bakterijų tankiu (intensyvia Saulės spinduliuotės sugertimi) chemokline (Kilkus K., 2005).

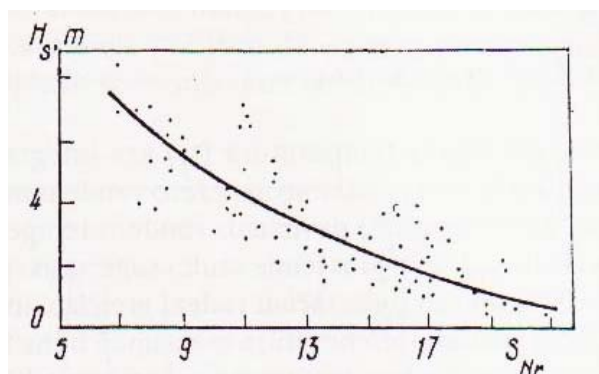
K. Kilkus 2000 m. pagal santykinės šilumos atsargas ir priedugnio temperatūrą Lietuvos ežerus suskirstė į šaltus (priedugnio temperatūra $< 3\text{ }^{\circ}\text{C}$), vidutiniškai šiltus ($3 - 4\text{ }^{\circ}\text{C}$), šiltus ($4\text{ }^{\circ}\text{C}$) ir itin šiltus ($>4\text{ }^{\circ}\text{C}$) (Tumas 2003).

1.3 Vandens spalva

Ežero vandens spalva priklauso nuo vandens skaidrumo ir humusinių medžiagų kiekio ir pobūdžio. Vandens spalva yra nustatoma vizualiai pagal Forelio ir Ulės skalę. Siekiant objektyvaus vandens spalvos įvertinimo, stebėjimai yra standartizuojami:

1. į vandenį žvelgiame vertikaliai;
2. spalva vertinama Sekio (Secchi) disko fone;
3. disko atspindėtoji šviesa lyginama su etalono spalva (Kilkus 2005).

Buvo pastebėta, kad vandens spalva yra susijusi su vidutiniu ežero gyliu: kuo mažesnis ežero gylis, tuo didesnė tikimybė, kad vanduo bus geltonesnio ir rusvesnio atspalvio. Yra ryšys tarp ežero skaidrumo ir spalvos (2 pav.).



2 pav. Ežero vandens skaidrumo ir spalvos ryšys (Tumas 2003)

Nustatyta, kad humusinės medžiagos labai veikia vandens ekosistemą. Šios medžiagos reguliuoja saulės spindulių pralaidumo ribas vandenyje. Kaip jau buvo minėta, vandens spalva pakankamai ilgą laiką yra nustatoma pagal Forelio ir Ulės skalę, tačiau šis būdas naudojamas

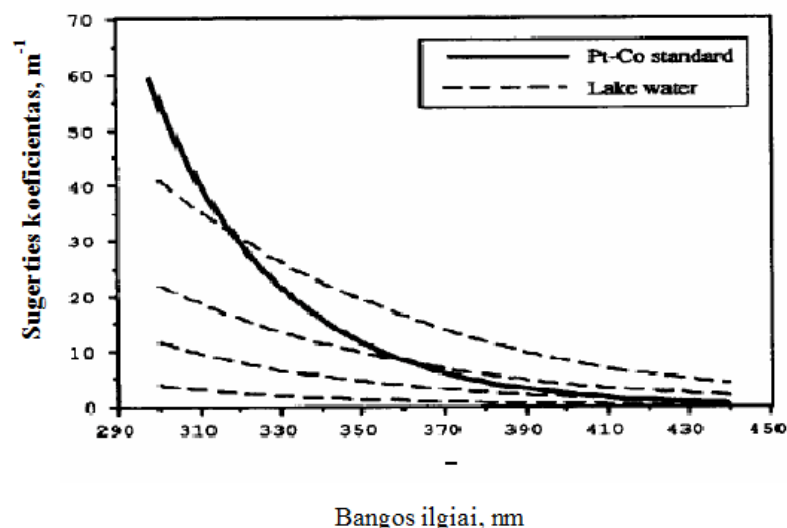
tik Europoje. Šiaurės Amerikoje naudojama kitas vandens spalvos nustatymo metodas – Hazen metodas. Jis paremtas Pt-Co standartinio tirpalo naudojimu spektrofotometrijoje ir atitinkamai Pt vienetų pavartojimu (taip vandens spalva yra nustatoma limnologijoje). Šis metodas priklauso nuo ultravioletinės (UV) spinduliuotės, labiausiai kreipiamas dėmesys į 440 nm bangos ilgį. Kaip buvo pastebėta, vizualinis vandens spalvos nustatymo metodas yra subjektyvus, be to, jis sunkiau naudojamas. Hazen metodas leidžia pakankamai lengvai nustatyti vandens spalvą, kadangi įvertina gamtinio vandens atspalvio, išotrinimo bei ryškumo kombinaciją.

Vandens spalvą galima nustatyti iš formulės :

$$spalva \text{ (Pt, } mg \cdot l^{-1}) = 5.19 \cdot 10^{-5} \cdot g \cdot e^{(0.415+0.028\lambda)}, \quad (1)$$

čia g – sugerties koeficientas (m^{-1}), λ – matavimo mėginio bangos ilgis.

Ši formulė yra naudojama, kai mėginių matavimai yra atliekami spektrofotometru. Kadangi tarp sugerties koeficiento ir bangos ilgio yra tam tikra priklausomybė, tai žinant kokių bangos ilgiu yra atliekami matavimai, galima lengvai surasti sugerties koeficientą. Atliekant matavimus spektrofotometru, atsirado tam tikrų sunkumų, kadangi spalvoto gamtinio vandens sugertis buvo pakankamai plataus spektro ir skyrėsi nuo standartinio Pt-Co spektro (3 pav.).



3 pav. Sugerties koeficiento priklausomybė nuo bangos ilgio

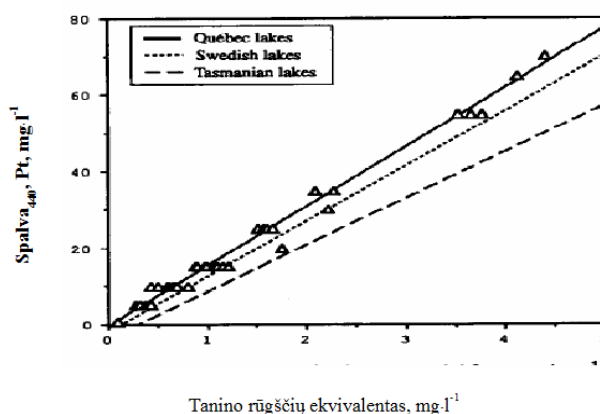
Atlikus daug matavimo serijų, buvo suprasta, kad patikimiausias sugerties koeficientas randamas esant 440 nm bangos ilgiui. Todėl vandens spalvos nustatymo formulė buvo pakeista:

$$spalva_{440} \text{ (Pt, mg} \cdot \text{l}^{-1}\text{)} = 18.216 \cdot g_{440} - 0.209. \quad (2)$$

Humusinių ežerų vandens spalva priklauso nuo taninių rūgšties kiekio jame, todėl žinant sugerties koeficientą esant 440 nm bangos ilgiui, galima lengvai nustatyti tanino rūgščių ekvivalentą vandenyje:

$$\text{tanino ekvivalentas (mg} \cdot \text{l}^{-1}\text{)} = 0.317 \cdot g_{440} + 0.210. \quad (3)$$

Taip pat tanino rūgščių ekvivalentą galima nustatyti ir žinant vandens spalvą, nustatytą pasitelkus 440 nm bangos ilgį (4 pav.).



4 pav. Tanino rūgšties ekvivalento priklausomybė nuo vandens spalvos

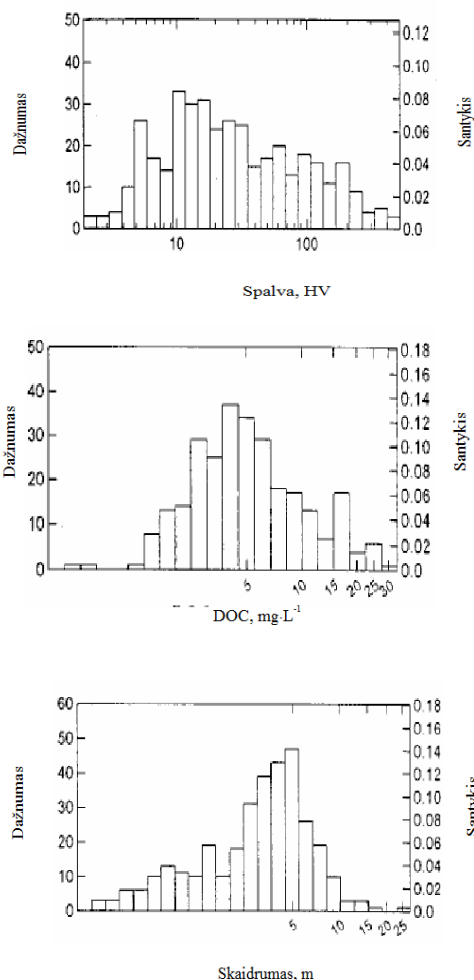
1.4 Skaidraus ir spalvoto vandens ežerų skirtumai

Jau ganėtinai ilgą laiką yra bandoma suprasti skirtumus tarp skaidraus ir spalvoto vandens ežerų. Klasikiniu spalvoto vandens tvenkinio apibūdinimu priimta laikyti žemą produktyvumą (Kilkus 2005). Vėliau (Wetzel 1978) distrofinis ežeras buvo klasifikuojamas kaip oligotrofinis (suminis fosforas $< 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Tačiau daugybė pastaraisiais metais atliktų darbų parodė, kad spalvoto vandens ežerai yra mezotrofiniai ar netgi eutrofiniai (Jones 1992). Remiantis turimais duomenimis, galima teigti, kad trofinė ežerų būseną nebūtinai yra susieta su spalvotumu. Manoma, jog humusinės medžiagos turi didesnę biologinę efektą ir prisitaikymą planktono mitybos grandinėje (pirminis ir antrinis gamintojai), o tai gali kompensuoti žemą šviesos būklę.

Atliekant tyrimus buvo nustatyta fitoplanktono biomasės ir produktyvumo neigiama koreliacija su ežero vandens spalva – taip yra dėl seklaus fotinio sluoksnio labai spalvotuose ežeruose (Carpenter 1998). Gauti rezultatai gali būti trofinės ežero būklės nustatymo rodikliais. Paprastai trofinės būsenos kintamaisiais yra laikomi epilimniono maisto medžiagų ir chlorofilo koncentracijų vidurkiai, nustatyti vasaros laikotarpiu (Nurnberg 1996), tikriausia dėl to, kad šie kintamieji geriausiai parodo ežero būklę ir yra lengviausiai nustatomi.

1.5 Skaidraus ir spalvoto vandens ežerų limnologinės savybės

Kanadoje atlikti tyrimai parodė, kad ežerų vandens spalva svyruoja 0 – 460 HV (Hazen vienetai – mg platinos/L). Daugiausia buvo tirta humusinių ežerų, kurių vidutinė spalvotumo reikšmė siekė 49 HV. Taip pat buvo nustatomi ir kiti vandens rodikliai: ištirpusi organinė anglis (DOC – dissolved organic carbon) ir vandens skaidrumas (Secchi disko permatomumas). Humusiniuose ežeruose šie rodikliai buvo $6,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ir 2,4 m atitinkamai (5 pav.).

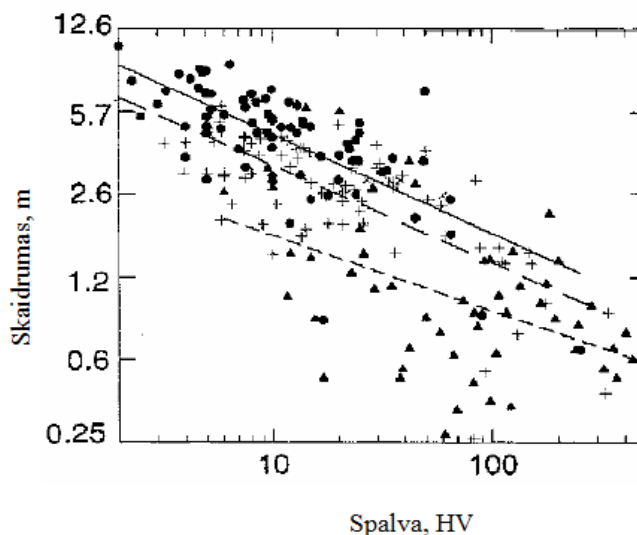


5 pav. Vandens spalvos, DOC ir skaidrumo reikšmės (Nurnberg 1999)

Skaidrių ežerų vandens spalvotumo ir DOC nustatytos reikšmės yra žemesnės nei humusiniuose – 7,0 HV ir $3,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, tačiau vandens skaidrumas buvo kur kas didesnis – 4,7 m. Apskritai humusiniai ežerai yra kur kas mažesni ir seklesni nei skaidrūs, jų plotas siekia tik 1 – 4 ha.

Tiriant ežerų rodiklius nereikia pamiršti, kad visi jie yra tarpusavyje susieti. Pavyzdžiui, vidutinis gylis yra susietas su bendru fosforu (BF) ir spalvotumu. Šie rodikliai yra labai svarbūs, kadangi kiekviename ežere jie yra prieinami. Atlikti tyrimai (Nurnberg 1999) parodė, kad mažesnio ploto ežerai linkę turėti didesnę spalvotumą ir maisto medžiagų koncentraciją.

Vandens skaidrumas, arba permatomumas, gali būti laikoma alternatyvia priemone vandens spalvotumui, kadangi šie rodikliai koreliuoja tarpusavyje. Jų sąryšis yra mažiausias eutrofiniams ir hipereutrofiniams ežerams (6 pav.).



6 pav. Vandens permatomumo ir spalvos tarpusavio koreliacija.

Regresijos linijos atskiria oligotrofinius (ištininė linija, apskritimas), mezotrofinius (ilga brūkšnių linija, kryžius) ir eutrofinius (trumpa brūkšnių linija, trikampis) ežerus (Nurnberg 1999)

Aukštesnių trofinių būklių ežerų didesnis drumstumas sąlygojamas dumblių biomasės ir suspenduotų medžiagų, o ne spalvotumo, kaip buvo manoma anksčiau. Didesnio spalvotumo ežerai dažniausiai yra rūgštūs, tačiau pasitaiko atvejų, kai spalvotumu pasižymi ežerai su bazinėmis pH reikšmėmis.

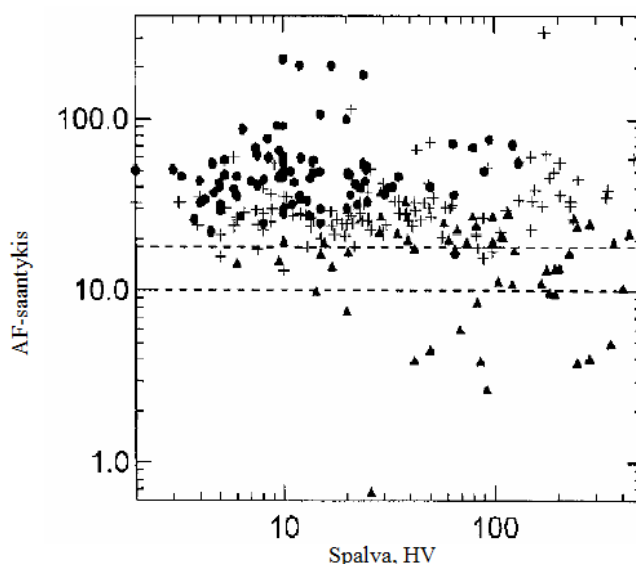
Kai vandens spalvos priežastimi yra humusinės ir fulvo rūgštys, pasitaiko absoliuti koreliacija su DOC reikšmėmis. Yra nustatyta (Thurman 1985), kad humusinės rūgštys paaiškina 90 % DOC spalvotuose ežeruose, o skaidriuose – tik 40 %.

Maisto medžiagos

Dažniausiai spalvoto vandens ežerų maisto medžiagų koncentracija yra aukštesnė nei skaidraus vandens ežerų. Maisto medžiagų patekimą į ežero limnosistemą gali riboti bendro fosforo (BF) ir bendro azoto (BA) kiekiai. Taigi ežerus galima paskirstyti dar ir į tokius pogrupius:

- fosforo apriboti;
- azoto ir fosforo apriboti;
- azoto apriboti.

Kaip parodė Kanadoje atlikti tyrimai, dauguma ežerų yra fosforo apriboti (7 pav.).



7 pav. AF – santykio palyginimas su vandens spalva (žymenys tie patys, kaip ir 3 pav.)
(Nurnberg 1999)

Azoto medžiagų apribotų ežerų aukštas spalvotumas buvo sąlygotas dumblių biomasės, o ne humusinių rūgščių. Ežerai pereinantys į azoto trūkumą buvo pagrindiniai eutrofiniai, kurių spalvotumo reikšmė siekia 3 – 400 HV.

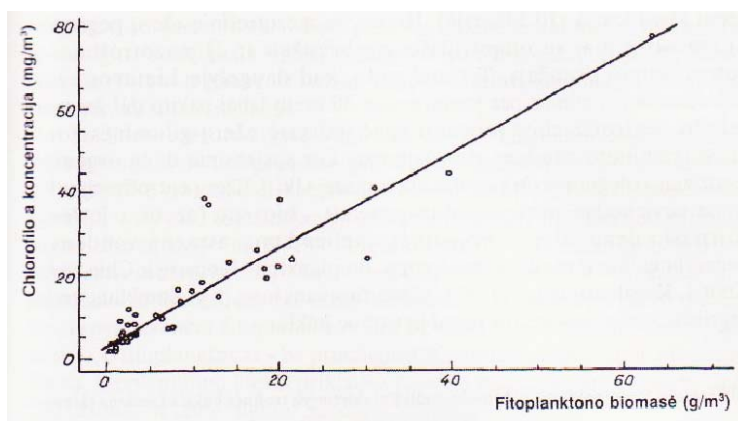
Fitoplanktonas

Fitoplanktono rūšių sudėtis ir vystymasis yra glaudžiai susijęs su išorinės aplinkos fizinėmis bei cheminėmis savybėmis ir visu hidrobiontų kompleksu.

Šviesa veikia vertikalųjį dumblių pasiskirstymą (augimą). Vertikalųjį dumblių pasiskirstymą lemia vandens skaidrumas. Dumblių augimui bei vystymuisi yra būtini mikro- bei makroelementai. Ypač svarbiais yra laikomi azotas ir fosforas.

Makrofitai konkuruoja su fitoplanktonu dėl maisto medžiagų ir tokiu būdu stabdo jo vystimąsi.

Dažniausiai dumblių biomasė yra nustatoma iš *chlorofilo a* koncentracijos (8 pav.).



8 pav. Ryšys tarp *chlorofilo a* koncentracijos ir fitoplanktono biomasės (Tumas, 2003)

Nurnberg (Nurnberg 1999) nustatė, kad pirminė fitoplanktono produkcija susijusi su vandens spalva ir chlorofilo koncentracija. Taip pat buvo nustatytas sąryšis tarp pirminės produkcijos ir DOC. Šiuo atveju buvo pastebėtas didelis dumblių augimas. Nurnberg gauti rezultatai patvirtino hipotezę, kad humusinės medžiagos labiau padidina dumblių biomasę nei sumažina ją.

Chlorofilo a koncentracija, jo pasiskirstymas suteikia tyrinėtojams daug informacijos apie vandens kokybę ir vandens telkinio produktyvumą. Taip pat iš *chlorofilo a* kiekio galima įvertinti vandens telkinio trofiškumą.

Chlorofilo kiekis ir santykis tarp atskirų *chlorofilų a, b, c*, karotinoidų bei feopigmentų charakterizuoja fitoplanktono būseną ir vyraujančių dumblių grupes (A.Balevičius, A.Bukantis, E.Bukelskis 2007). Esant daug *chlorofilo a*, galima teigti, kad fitoplanktone vyrauja cianobakterijos, esant *chlorofilui c* – vyrauja titnagdumbliai. Mažas chlorofilo bei didelis feopigmentų kiekis liudija fitoplanktono irimą.

Chlorofilo a kiekis pakankamai gerai atspindi biogeninių medžiagų – azoto bei fosforo – kiekį vandenyje. Daugėjant biogeninėms medžiagoms, sparčiai vystosi fitoplanktonas ir didėja *chlorofilo a* kiekis.

1.6 Radiocezio patekimas į aplinką

Yra trys pagrindiniai radiocezio patekimo į aplinką būdai:

- 1) branduolinių ginklų bandymai – aplinkos užteršimas radioizotopais tapo pasauline problema, vis didesni radionuklidų kiekiai patekdavo į stratosferą, vyko radioaktyvusis stratosferos teršimas;
- 2) nuotekos iš branduolinių reaktorių bei branduolinio kuro gamyklų – radiocezio yra vėsiamame vandenyje ir įvairiuose skystuose nuotekose iš branduolinių įrenginių;
- 3) atsitiktinės avarijos – Černobylio AE avarija, kurios metu į atmosferą pateko milžiniški radiocezio kiekiai.

Radiocezio migracija vandens telkiniuose priklauso nuo daugelio dalykų. Pagrindiniais galima įvardyti radionuklidų fizikines–chemines formas, vandens telkinių fizines–chemines ypatybes, sezoninius pokyčius bei hidrobiontų savybes. Kaip yra žinoma, radiocezis vandenyje gali būti tirpioje formoje ir su suspenduotomis dalelėmis. Didžiausia radiocezio dalis susijusi su dugno nuosėdų dalelėmis vandens telkinyje. Esant bangavimui, ji gali padidinti radiocezio tūrinį aktyvumą vandens telkinio priedugninėje zonoje.

Įvykus radioaktyviajam indėliui, vandens telkinio dugno nuosėdos tampa radionuklidų, patenkančių nuo vandens telkinio paviršiaus bei baseino nuotėkio, saugykla. Kai radionuklidų nuotėkis sumažėja, vandens telkinys pats tampa antriniu radionuklidų šaltiniu pratekančioms upėms.

1.7 Radiocezis ežeruose

Yra žinoma, kad uždari ežerai ir vandens objektai su pakankamai dideliu vandens sulaikymu veikia kaip ilgaamžių radionuklidų akumuliatoriai ((Bulgakov 2002; Smith 2005; Monte 2005, Vakulovski 2006). Juose yra didelės ilgaamžių radionuklidų koncentracijos vandenyje (Ilus & Saxén 2005; Vakulovski 2006). Tokiu būdu, tiriant radiocezio elgseną dviejuose negiliuose uždaruose Italijos ežeruose, Trasimeno ir Monterosi, mokslininkai (Monte 2005) parodė, kad laiko eigoje radionuklido savitasis aktyvumas gali būti numatomas gana tiksliai, kai radiocezio faktinis difuzijos koeficientas dugno nuosėdose apytikriai lygus 10^{-14} m²/s. Tai yra tipinė radiocezio difuzijos koeficiento dugno nuosėdose reikšmė antroje (lėtoje) jo migracijos fazėje (Smith 2000). Kaip bebūtų, negalima neįtraukti pirmosios radiocezio migracijos fazės ir neatsižvelgti į jo pirminį vertikalų profilį ežero dugno

nuosėdose, be to būtų neįmanoma paaiškinti išmatuotų radiocezio duomenų. Šiuo atveju modelinis vaizdavimas, numatantis nežymų radiocezio įsiskverbimą į dugno nuosėdų paviršių (~1,5 cm storumo), akivaizdžiai skiriasi nuo eksperimentinių duomenų (Monte 2005).

Uždari ežerai yra itin jautrūs aukštam alochtonų organinės medžiagos iš jų baseino indėliui (Sobek 2006). Ežero alochtonų organinių medžiagų įtraukimas iš išorinės supančios sausumos gali būti ištirpusios organinės anglies (DOC) formos. DOC gaminamas pūvant augalams dirvos audiniuose (Anderssen 2006). Esančios DOC humusinės medžiagos iššaukia specifinę ežero vandens spalvą ir vandens pralaidumo ultravioletui (UV – bangos ilgiai 320-400 nm) ir fotosintezinei matomajai šviesai (PAR –400-800 nm) mažėjimą (Cuthbert 1992; Morris 1995; Wrona 2006). UV ir PAR sugertis ežero vandens paviršiuje veda prie jų perkaitinimo ir temperatūros stratifikacijos pokyčių vertikaliame vandens stulpe. Tuo pat metu tai sumažina integralinę pirminę ir fitoplanktono produkcijas tam tikrose srityse dėl eutrofinės zonos spalvos kitimo (Nürnberg 1999; Jones 1992). Visi šie savarankiški procesai paverčia humusinius ežerus distrofiniais vandens kūnais su augančiu anaerobinės priedugninės zonos tūriu, dideliais temperatūros gradientais metalimnionė, blokuojančiais kylančius į viršų maistingų medžiagų srautus, ir, to pasekoje, plonu oksiduotu vandens sluoksniu.

Paaiškinta, kodėl kai kurie pratekantieji ežerai su organinėmis dugno nuosėdomis, praėjus daugiau negu dvidešimčiai metų po Černobylio avarijos, turi neigiamą radiocezio balansą. Tai reiškia, kad vietoje tapimo radiocezio šaltiniu, jie veikia kaip pastovūs šio radionuklido absorberiai. Pagrindinė šio efekto priežastis – ilgalaikių karbonatinių nuosėdų formavimasis šituose ežeruose. Ilgalaikės karbonatinės nuosėdos formuojasi dengiančių ežero dugno paviršių žaliųjų dumblių fotosintezės metu negiliose, ištisus metus aerobinėse dugno vietose. Dugno nuosėdų dalelių karbonatinis apvalkalas blokuoja radiocezio, patekusio į šią dalelę, bet kokią migraciją ir, kas yra labai svarbu, blokuoja atbulinį šio radionuklido srautą į dugninį vandenį. Tai reiškia, kad karbonatinės nuosėdos tampa radiocezio gamtiniu barjeru. Šią išvadą patvirtina ir radiocezio apykaitinės fiziko-cheminės formos kitimas paviršiniuose karbonatinių nuosėdų sluoksniuose, kuris mažėja su gyliu.

Yra žinoma (Santschi 1988, 1990), kad radionuklidų iškritų po Černobylio avarijos metu informacija apie ežero vertikaliją struktūrą yra ypač naudinga. Tai leidžia numatyti, kad esant ežero temperatūrinei stratifikacijai pirmiausia epilimnionas veikia kaip Černobylinio radiocezio nuotakas iš viršutinio vandens stulpo, o vėliau jis tarnauja radiocezio šaltiniu gilesnėms ežero zonoms (Santschi 1988, 1990).

1.8 Radiocezio migracija vandens ekosistemose

Radiocezio dugno nuosėdų vertikalieji profiliai naudojami radioaktyviojo užterštumo chronologijai atkurti, įvertinti bendrą dugno nuosėdų apkrovą ir sedimentacijos greitį (Alberts 1989; Davison 1993; Mohler 1997; Eriksoon 2004). Tačiau gausiai organinėse nuosėdose radiocezio datavimas laikomas nepatikimu dėl radiocezio santykinai aukšto slankumo ir silpno ryšio su organika. Radiocezis recirkuliuoja ir mobilizuojasi iš nuosėdų į priedugninį vandenį bei tikriausiai persiskirsto terminės stratifikacijos ir hipolimnioninės anoksijos metu. Radiocezio recirkuliavimo efektas hipolimnioniniame vandenyje buvo rastas Savanos upės telkiniuose, kurių dugno nuosėdos yra menkai organinės (2,1 – 4,6 %) (Alberts 1979). Kaip bebūtų, yra manoma, kad radiocezio slankumas gausiai organinėse nuosėdose būtų kur kas reikšmingesnis.

Manoma, kad radiocezis pernešamas iš vandens į nuosėdas dviem būdais: surištas su sėdančiomis dalelėmis bei sorbcijos nuosėdų ir priedugninio vandens sąveikos metu (Smith 1997; Smith 2000). Pirmasis procesas yra įmanomas giminingoms radioceziui sėdančioms dalelėms (Robbins and Jasinski 1995). Tokiu būdu, epilimniono išvalymo nuo radiocezio procesai ežere Konstancija apibūdinami dviejų pakopų modeliu, aprašančiu radionuklidų pernešimą „reaguojančiomis dalelėmis“ su nereikšmingu nusėdimo koeficientu ir jų tolimesniu pernešimu didelėmis greitai sėdančiomis dalelėmis, dominuojančiomis sezoniniame kalcito formavimo procese epilimnione dėl fitoplanktono fotosintezinio aktyvumo. Radiocezio tiesioginis užgrobimas kalcito dalelėmis nėra efektyvus.

Radiocezio vertikalųjų profilių nuosėdų paviršiniuose sluoksniuose formavimosi procesas susideda iš dviejų fazių: labai greitos, trunkančios keletą dienų, ir lėtos fazės, kai pokyčiai profilyje yra labai maži.

Eksperimentiniam radiocezio vertikaliam profiliui dugno nuosėdose aprašyti buvo naudojamas difuzijos lygties sprendinys:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-x^2/4Dt\right), \quad (4)$$

Kur $C(x, t)$ radionuklido aktyvumas nuosėdose gylyje x , C_0 – paviršiaus aktyvumas, D – faktinis difuzijos koeficientas, t – laikas.

Šios lygties pranašumas - tai jos sugebėjimas apimti visus nežinomus radiocezio buvimo nuosėdų dalelėse procesus (grįžtamieji arba negrįžtamieji) ir išreikšti jų efektyvumą per faktinio difuzijos koeficiento D reikšmes, kurios gali būti nustatomos naudojant išmatuotus vertikaliuosius profilius, žinant praėjusį po radioaktyviojo indėlio laiką. Akivaizdu, kad

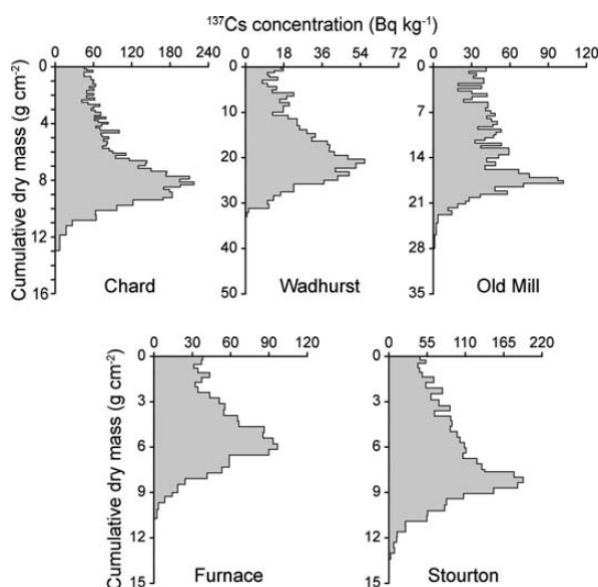
kiekvienam migracijos gyliui x faktinis difuzijos koeficientas D yra atvirkščiai proporcingas migracijos laikui. Todėl, faktinio laiko rinkimasis radiocezio vertikaliųjų profilių nustatymo teoriniuose apskaičiavimuose įtakoja faktinio difuzijos koeficiento D reikšmės.

Radionuklidų elgsenos ežerų gausiai organinėse nuosėdose tyrinėjimų stoka Lietuvoje yra didelė problema. Matavimai parodė platų svyravimų diapazoną ežerų organinėse dugno nuosėdose su ekstremaliomis reikšmėmis (Krevš 2002; Tarasiuk 2002). Aukštas radiocezio slankumas negilių upių gausiai organinėse nuosėdose padaro jas ilgalaikiais antriniais radioaktyviojo užterštumo šaltiniais ištekančioms upėms (Tarasiuk 2002).

1.9 Radiocezio tyrinėjimai

Radiocezis yra tyrinėjamas pakankamai ilgą laiką. Šis dirbtinis radionuklidas sulaukė didelio tyrinėtojų dėmesio po Černobylio atominės elektrinės avarijos. Dažniausia radiocezio reikšmės nustatinėjamos dirvožemyje bei jūriniame vandenyje, tačiau pastarąjį dešimtmetį vis didesnis dėmesys kreipiamas į radiocezio tyrimus upių bei ežerų vandenyse.

Zhang ir Walling (Zhang ir Walling 2005) tyrimuose vyrauja radiocezio matavimai dirvožemyje, tačiau jie taip pat atliko ir kelėtą radiocezio vandenyje tyrimų. Dugno nuosėdų ^{137}Cs profiliai, nustatyti tiriant penkis ežerus ir rezervuarus Pietinėje Anglijoje, vaizduojami 9 pav.



9 pav. Radiocezio pasiskirstymas pagal gylį dugno nuosėdose (Zhang and Walling 2005)

Šie radiocezio profiliai buvo nustatyti iš dugno nuosėdų, paimtų penkiuose vandens telkiniuose. Juose yra aiškiai matomas esantis šiek tiek žemiau viršutinio sluoksnio ^{137}Cs

smailė, kuri, autorių nuomone, yra siejama su branduolinėmis iškritomis 1963 m. Aukščiau nuo šios vietos prasideda staigus radiocezio koncentracijos mažėjimas, toliau seka laipsniškas koncentracijos mažėjimas.

Reikėtų atidžiau įsiziūrėti į 1970 m. bandinių dalį, nes būtent tuo laiku yra nusistovėjęs pastovusis sedimentacijos greitis tarp 1963 m. ir laiko, kai bandiniai buvo surinkti.

Taip pat autoriai pamėgino nustatyti ežero sedimentacijos greitį, pasirenkant teorinio koeficiento λ 0,25 ir 0,5 reikšmes (3 lentelė).

3 lentelė. Teorinis sedimentacijos greičio įvertinimas

Parametrai	Chard rezervuaras	Wadhurst parko ežeras	Old Mill rezervuaras	Furnace tvenkinys	Stourton ežeras
h ($\lambda = 0,25$), $\text{cm} \cdot \text{metai}^{-1}$	0,08	0,18	0,13	0,13	0,15
h ($\lambda = 0,5$), $\text{cm} \cdot \text{metai}^{-1}$	0,04	0,09	0,07	0,07	0,08
Paviršiaus indėlis, %	70	100	100	100	70

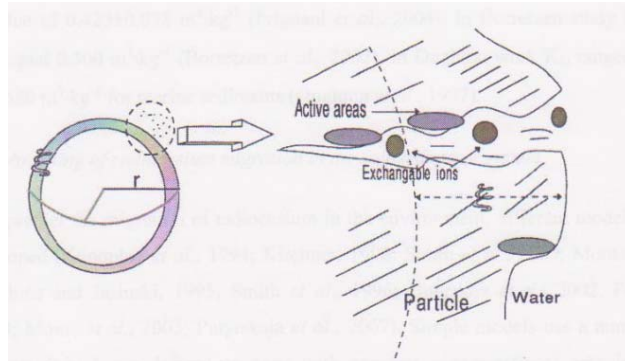
Pastaruoju metu yra atkreiptas dėmesys į tai, kad į vandenį patenka ir dalelės dirvožemio, esančio vandens telkinio krantuose. Atsižvelgiant į tai, manoma, kad šios dalelės šiek tiek prisideda prie padidėjusio vandens telkinio radioaktyviųjų dalelių kiekio. Mokslininkai (Zhang ir Walling 2005), atlikdami savo tyrimus, netyrinėjo šių dalelių indėlio į radiocezio koncentraciją, tačiau jie nusprendė patikrinti, kiek paviršiaus dirvožemio dalelės prisideda prie vandens telkinio sedimentacijos. Pasak jų, paviršiaus dirvožemio dalelių indėlis yra labai svarbus vandens telkinio sedimentacijai.

1.10 Pasiskirstymo koeficientas K_D

Pasiskirstymo koeficientas K_D charakterizuoja radionuklidų pasidalijimą tarp kietosios ir skystosios fazių. Taip pat šis koeficientas yra pagrindinis parametras, galintis prognozuoti radionuklidų elgseną vandens ekosistemose (Konopliov 2002). Pasiskirstymo koeficientą K_D priimta apibrėžti kaip savitojo radionuklido aktyvumo A_s ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) suspenduotoje medžiagoje ir tūrinio aktyvumo vandenyje A_w ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) santykį:

$$K_D = \frac{A_s}{A_w} \quad . \quad (5)$$

Abril straipsniuose (Abril 1998) pateikta ištirpusių vandenyje radionuklidų pakibusiomis vandenyje dalelėmis užgrobimo bei šių dalelių pasiskirstymo koeficiento mikroskopinė teorija (10 pav.). Šios dalelės vaizduojamos ne kaip materialūs taškai, o kaip aplinka su tam tikromis ribomis.



10 pav. Ištirpusių vandenyje radionuklidų pakibusiomis vandenyje dalelėmis užgrobimo teorija (Abril 1998)

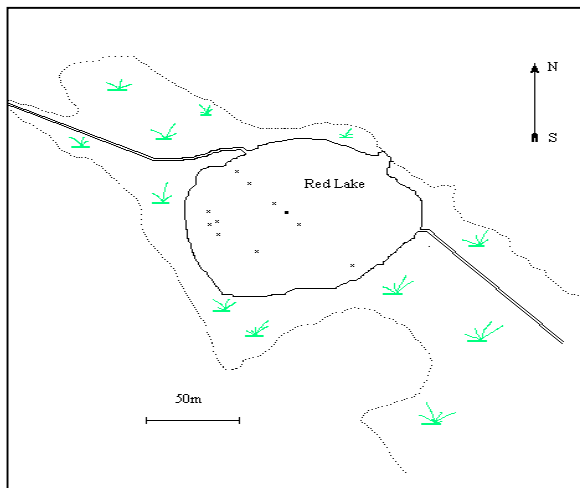
Dalelių užgrobimą kompleksais vandens sistemoje galima laikyti fizikiniu-cheminiu procesu, kurio metu teigiami arba neigiami krūviai dalelių mineraliniame tinklelyje yra kompensuojami priešingus krūvius turinčių jonų. Šis reiškinys pasitaiko tiek dalelės išorėje, tiek poringos dalelės poros viduje. Tokiu būdu ne visa dalelė yra tiesiogiai susijusi su šiuo procesu, jame dalyvauja tik jos paviršinis sluoksnis. Ši išvada yra pagrindas supratimui daugelio reiškinių, atsirandančių stebint pasiskirstymo koeficientą.

Apskritai kalbant, pakibusios dalelės nėra sferinės formos, jos labiau atitinka plokštelės su sulaužytais briaunomis formas, kurios leidžia vandeningų tarpsnių prasiskverbimą į dalelės vidų. Gamtiniame vandenyje pakibusios medžiagos dažniausiai būna floko, sumaišyto su pavienėmis mineralinėmis dalelėmis, formos. Flokas gali skirti į mažesnes daleles arba įaugti į didesnius junginius, tai priklauso nuo vandens fazių fizinių ir cheminių savybių.

2. Eksperimentinė dalis

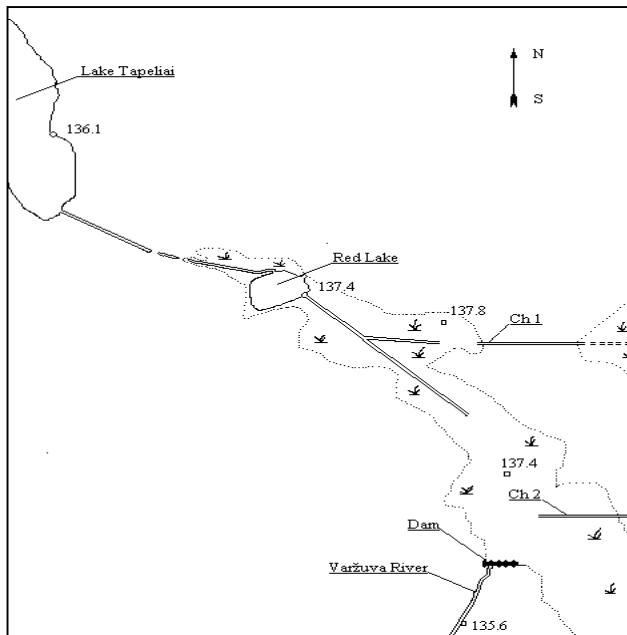
2.1 Tiriamasis objektas

Tiriamuoju objektu yra pasirinktas mažas humusinis ežeras neturintis pavadinimo. Šis (2,3 ha) ežeras ($54^{\circ} 46' 11''\text{N}$, $25^{\circ} 27' 23''\text{E}$) (11 pav.) priklauso Varžuvos baseinui (41.2 km^2) (Grižienė ir kt. 1993) kaip užtventkos ištakos dalis (6.9 km^2) (11 pav.).



11 pav. Neturintis pavadinimo humusinis ežeras

Vanduo šiame ežere yra spalvotas. Toliau šį ežerą vadinsiu Raudonuoju ežeru dėl jo priedugninio smėlio ryškiai rausvos spalvos ežero seklumoje. Raudonasis ežeras yra išsidėstęs 19 km nuotolyje į šiaurės rytus nuo Vilniaus nedidelėje įduboje (137,4 m virš jūros paviršiaus) ir apsuptas pušų mišku. Tai atviras vandens telkinys iš šiaurės, vakarų ir pietų pusių, atskirtas pylimais nuo pelkinių zonų. Vidutinis ir didžiausias ežero gylis yra 1,6 ir 4,5 m, atitinkamai. Maždaug prieš trisdešimt penkerius metus tai buvo paprastas eutrofinis ežeras su permatomu vandeniu ir priedugniniais maitinamaisiais šaltiniais. Tuo metu Raudonasis ežeras jungėsi kanalu su Tapelių ežeru (136,1m virš jūros lygio) ir priklausė Varžuvos baseinui (12 pav.).



12 pav. Varžuvos baseino ežerų sistema

Pagrindiniai Varžuvos šaltiniai yra mažas upelis (Ch 1), tekantis iš pelkės, ir drenažo kanalo nuotėkis (Ch 2) iš didelės pievos zonos. Vanduo abiejuose šaltiniuose taip pat yra ryškiai spalvotas. Maždaug prieš trisdešimt penkerius metus Varžuvos upės šaltinis buvo užtventkas ir kanalas, siejantis Raudonąjį bei Tapelio ežerą, užblokuotas. Įdubos pripildymo metu plonas, maždaug 70 cm, spalvoto vandens sluoksnis padengė Raudonojo ežero paviršių. Šio įvykio padariniai buvo dramatiški. Matyt ežero priedugnių maitinamieji šaltiniai buvo užblokuoti ir jo vertikalaus maišymosi režimas pasikeitė. Galų gale, Raudonasis ežeras virto spalvoto vandens saugykla.

2.2 Eksperimentiniai metodai

Vandens standartinių parametru nustatymas

Vertikalieji vandens standartinių parametru (pH, temperatūra, deguonies koncentracija, elektros laidumas) profiliai buvo periodiškai nustatomi ežero vandens stulpe nuo 2006 m. rudens pradžios iki 2007 m. vasaros pabaigos. Tam tikslui buvo naudojamas nešiojamas ProfiLine Multi 197i prietaisas su 10 m ilgio kabeliu, kuriuo galima buvo daryti matavimus iki pat ežero dugno. Šiltuoju metu laikotarpiu vandens standartiniai parametrai buvo matuojami iš pripučiamos valtys, pririštos prie išilgai ežero ištiesto lino, šaltuoju metų laikotarpiu lede buvo gręžiamos skylės.

Vandens ir dugno nuosėdų bandiniai

Vandens bandiniai (10 L) buvo imami 2006 – 2007 m. iš įvairaus ežero gylio Molchanovo batometru. Šiuo atveju vandens bandinių parametrai buvo vidurkinami visame 40 cm gylio rinktuvo intervale. 2007 m. balandžio mėn. vandens bandiniai buvo paimti iš pelkinio kanalo (Ch 1) ir iš melioracinio kanalo (Ch 2). Laboratorijoje tik aerobiniai vandens bandiniai buvo filtruojami Filtrak 391 filtrais naudojant vakuuminę filtravimo sistemą. Hipolimniono sluoksnio vandens bandiniai, kuriuose buvo ypač daug geležies oksido nuosėdų, nebuvo filtruojami. Toliau aerobinio vandens ir hipolimniono sluoksnio vandens pavyzdžiai buvo garinami, gaunant sausas liekanas tolesnei radiocezio analizei.

Dugno nuosėdų bandiniai buvo renkami 2006 – 2007 m. Ekman-Birge rinktuvu. Šis prietaisas susideda iš plieninių vamzdžių su keturkampe skersine sekcija ir rankinio spyruoklinio apatinio užrakto. Buvo imami 40 cm gylio dugno nuosėdų bandiniai su skersine sekcija 14×14 cm. Bandiniai buvo renkami su tam tikra svorio kompensacija: papildoma plūdė kontroliavo rinktuvo grimzdos į dugno nuosėdas gylį. Dugno nuosėdos paskirstomos į 2 – 2,5 cm storio sluoksnius. Paskirstoma buvo negiliame vandenyje specialiu šaukštu, kuriuo semiant buvo pripildomi standartinio tūrio plastikiniai indai palaipsniui perkeltant rinktuvą arčiau kranto. Kurį laiką indai laikomi, kol nusės dugno nuosėdos, kad būtų įmanoma nustatyti tikrą dugno nuosėdų tūrį. Dugno nuosėdų bandiniai buvo džiovinami kambario temperatūroje. Jų svoris, taip pat ir vandens bandinių sausų nuosėdų svoris, nustatomas svarstyklėmis VLV-100, palaikant bandinių temperatūrą 40 – 50 °C.

Radiocezio matavimai dugno nuosėdų ir vandens bandiniuose

Radiocezio aktyvumas dugno nuosėdų bandiniuose buvo matuojamas SILENA γ spektrometrine sistema su ypač švriu germanio jutikliu (HPGe) (santykinis efektyvumas 42 %, skiriamoji geba – 1,8 keV/1,33 MeV) pagal 661.62 keV $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (antrinis ^{137}Cs nuklidai) γ liniją. Matavimai buvo atliekami naudojant standartinės geometrijos indus ir remiantis efektyvumu, nustatytu žinomo tankio bandiniams. Kalibravimui buvo naudojamas skirtingo tankio (1 ir 1,45 kg·L⁻¹) radionuklidų mišinys paruoštas Rusijos fizikos techninių ir radiometrinių matavimų mokslinių tyrimų institute (Maskva). Radiocezio aktyvumo matavimų paklaidos bandiniuose buvo įvertintos GAMMAPLIUS programine įranga. Jos buvo mažesnės nei 5 % (standartinis nuokrypis), didelio aktyvumo bandiniams ir neviršijo 15 % kur kas mažesnio aktyvumo dugno nuosėdų sluoksniams. Bandinių aktyvumo pataisa paėmimo dienai nebuvo įvesta, nes matavimai buvo atliekami iš karto, tik surinkus bandinius.

Sausos vandens bandinių liekanos buvo analizuojamos ORTEC γ – spektrometrine sistema su šulininiu HPGe jutikliu (tūris 170 cm³, santykinis efektyvumas 38 %, skiriamoji

geba – 2,05 keV/1,33 MeV). Šios γ spektrometrinės sistemos bandinių matavimo efektyvumas beveik dešimt kartų aukštesnis nei SILENA. Radiocezio tūrinio aktyvumo matavimų paklaidos bandiniuose buvo įvertintos GAMMAVISION programa. Jos neviršijo 10 % didelio aktyvumo bandiniams ir 30 % mažo aktyvumo bandiniams.

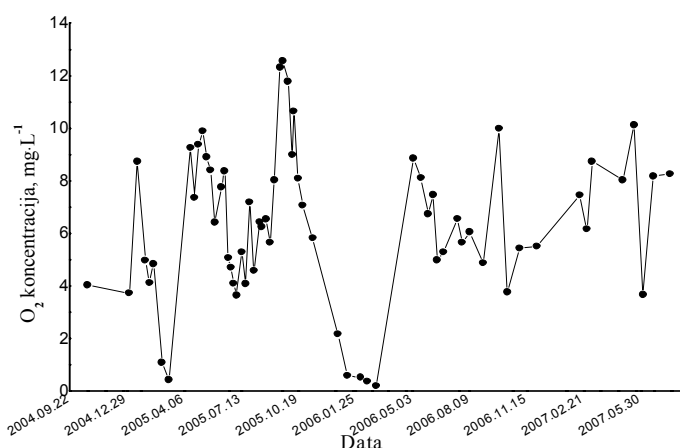
3. Eksperimentiniai rezultatai ir jų aptarimas

3.1 Eksperimentiniai rezultatai

1) Standartiniai vandens parametrai

1.1) Raudonojo ežero maksimalių deguonies koncentracijų sezoninė eiga

Maksimalių deguonies koncentracijų sezoninę eigą gavome nustatę šių koncentracijų vertikaliųjų profilių kitimą ežero vandenyje. Šis kitimas vaizduojamas 13 pav..



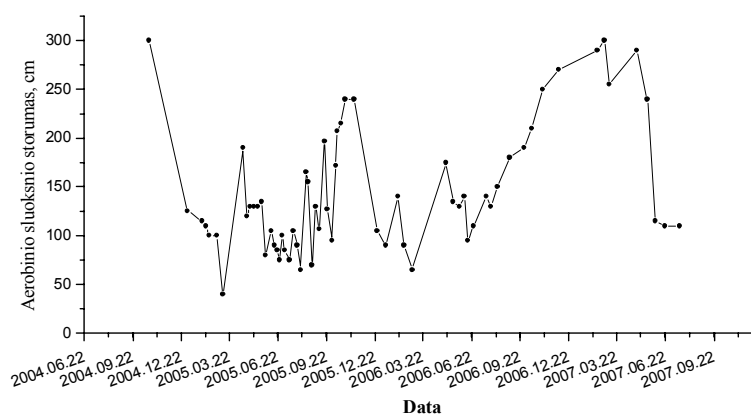
13 pav. Deguonies koncentracijos sezoninė eiga 2004 – 2007 m.

Šiame paveiksle atliktų matavimų duomenų taškai susieti linijomis tik vaizdiniam patogumui ir neparodo kokios nors deguonies koncentracijos pokyčių tendencijos. Šiltu metų laikotarpiu deguonies koncentracijos yra tipinės plonam paviršiaus sluoksniui (50 – 60 cm). Prasidedant žiemai, polediniame vandens sluoksnyje deguonies koncentracijos yra minimalios, jo didžiausios reikšmės būna tik 1 – 2 m gylyje. Laipsniškai deguonies koncentracijos mažėja (13 pav.) žiemą ir pasiekia minimalias vertes kovo mėnesį 2005 ir 2006 m. Ryškus sieros vandenilio (H_2S) kvapas, sklindantis iš pragręžtų lede skylių, rodo, kad minimalios deguonies koncentracijos labiausiai buvo sąlygotos atmosferinio oro, patekusio gręžiant skyles. 2006-2007 m. žiema buvo pakankamai šilta, todėl ledas Raudonajame ežere susiformavo tik sausio pabaigoje. Tačiau ilgalaikis dugno nuosėdų atvėsimas sumažino

organinių medžiagų puvimą nuosėdose ir atitinkamai vandenyje ištirpusio deguonies sunaudojimas taip pat sumažėjo. Dėl to žiemos pabaigoje (2007 m. kovo 8 d.) ganėtinai storas viršutinis ežero vandens sluoksnis buvo prisotintas deguonies, ir deguonies koncentracija vandenyje žemiau 2 m gylio kito $5 - 7,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Balandžio mėn. ir gegužės mėn. spalvotame ežero vandenyje buvo gausu maisto medžiagų, likusių šiame sluoksnyje po vandens stulpo gravitacinio maišymosi vėlyvą rudenį. Šis periodas yra charakterizuojamas gana dideliu fitoplanktono_fotosinteziniu aktyvumu, jam vykstant deguonies koncentracija siekia iki $9,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Vasarą ežero vandens paviršius tampa maisto medžiagų ribojama sistema (Guildford 2000, Howarth 2006) ir atitinkamai deguonies koncentracijos yra žemos: $3,65 - 5,30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 2005 m. ir $5,0 - 6,56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 2006 m. Padidėjusi deguonies koncentracija paviršiniame vandenyje vasarą stebima gana vėsių oro masių metu ir atitinkamai atsinaujinusio gravitacinio maišymosi metu. Šie procesai tampa ypač intensyvūs rudenį, kai maisto medžiagų įtekėjimas į paviršinius vandenį leidžia atsirasti viršijančioms prisotinimo lygį deguonies koncentracijoms paviršiniuose vandenyse ($\sim 12,56 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 2005 m. rugsėjo 23 d.).

1.2) Storiausias oksiduotas vandens sluoksnis

Storiausio oksiduoto vandens sluoksnio sezoninė eiga (apatinė ribinė deguonies koncentracija – $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) parodyta 14 pav.



14 pav. Storiausio oksiduoto deguonies vandens sluoksnio sezoninė eiga 2004 – 2007 m.

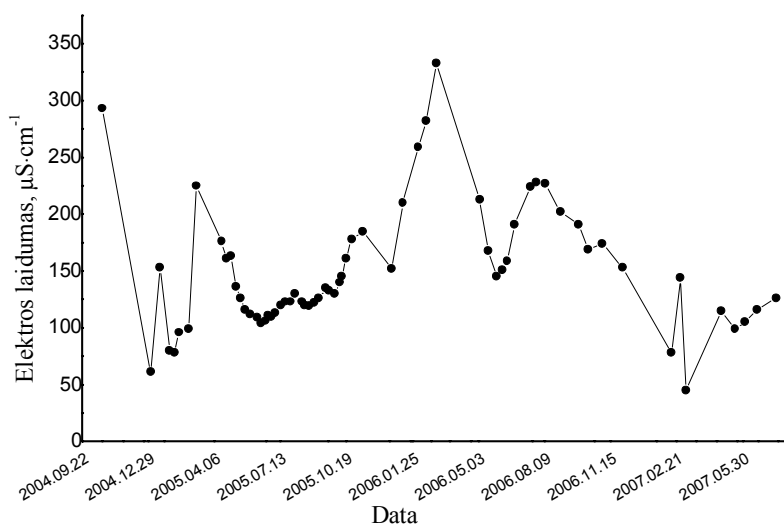
Yra pakankamai lengva pastebėti, kad didžiausias storis 250 – 300 cm yra vėlyvą rudenį dėl vandens stulpo gravitacinio maišymosi. Šios aukštesnės vertės (didesnės nei 190 cm – 2005 m. balandžio 17 d.) taip pat gali būti pavasarį. Ištirpus ledui, paviršinis ežero vanduo tampa permatomas ir skatina fitoplanktono aktyvumą žemiau glūdančiuose vandens

sluoksniuose. Vis dėl to, tai trunka pakankamai trumpą laiką. Apačioje esantis spalvotas vanduo dėl saulės spinduliuotės sugerties išyla ir tampa lengvesnis. Tai skatina paviršinių vandens sluoksnių susimaišymą. Dėl to paviršinis vandens sluoksnis pakankamai greitai tampa spalvotas ir didėjant temperatūros gradientams metalimnionė atsiranda maisto medžiagų trūkumas.

Raudonojo ežero storiausio oksiduoto vandens sluoksnio sezoninės eigos duomenys parodo, kad šis ežeras yra meromiktinis. Jis susideda iš dviejų skirtingų baseinų: viršutinė ežero dalis (maždaug 300 cm storio), tampanti visiškai aerobine rudenį dėl gravitacinio maišymosi, ir pastoviai anaerobinio stagnuojančio priedugninio vandens sluoksnis maždaug 150 cm storio.

1.3) Elektros laidumo kitimas Raudonojo ežero paviršiniame vandenyje

Elektros laidumo sezoninės eigos duomenys Raudonojo ežero paviršiniuose vandenyse yra pateikti 15 pav.



15 pav. Elektros laidumo sezoninės eigos duomenys 2004 – 2007 m.

Iš šio paveikslo matome, kad didžiausios elektros laidumo reikšmės buvo pasiektos 2005 m. kovo 11 d. ir 2006 m. kovo 2 d., kurios atitinka redukcijos sąlygas, vykstančios po ledu, ir atitinkamai išaugusią jonų koncentraciją. 2004 m. lapkričio 22 d. pasiekta didžiausia vertė (maždaug 300 cm storio) galėjo atsirasti dėl ekstremalaus vandens stulpo maišymosi, jo priežastimi galėjo būti priedugninių vandens sluoksnių didelė jonų koncentracija. Mažiausios elektros laidumo reikšmės 2005 m. vasarą ir viena didžiausių reikšmių 2006 m. gali būti paaiškintos kai kurių ežero vandens lygių (sluoksnių) pasikeitimu ir atitinkamu įtekėjimu

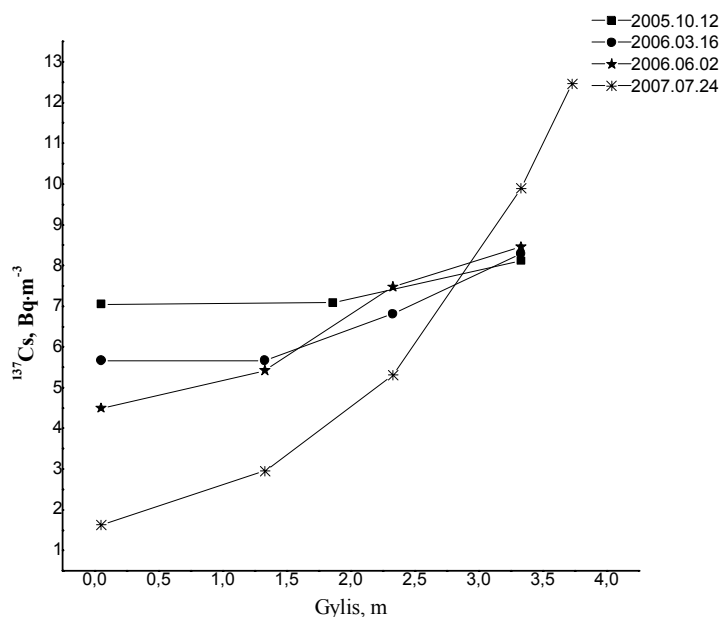
spalvoto vandens iš pelkių (Ch 1) ir melioracinio kanalų (Ch 2). Šių šaltinių charakteristikos yra labai skirtingos. Ch 1 kanale dominuoja organinės rūgštys, taigi šio kanalo vandens pH ~ 4,4, elektros laidumas ~ 38 – 40 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ir sausų medžiagų koncentracija ~ 134,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2007 m. balandžio mėn. duomenys). Ch 2 kanalo vandeniui būdinga padidinta mineralinė sudėtis (sausų medžiagų koncentracija ~ 347,7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, elektros laidumas ~ 391 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) ir pH ~ 7,54 (2007 m. balandžio mėn. duomenys).

1.4) Sedimentacija

Yra žinoma (Terasmaa 2005), kad mažuose ežeruose sedimentacijos procesai siejasi su baseino topografija, atstumu nuo kranto ir vandens gyliu. Įrodymai, kad sedimentacijos greitis Raudonajame ežere priklauso nuo vietovės specifiškumo, buvo gauti tiriant radiocezio vertikalųjų profilių ypatumus dugno nuosėdose. Stebint buvo nustatyta, kad apatinės pelkinės paklotės dalis, skirianti ežero atvirojo vandens baseiną nuo krantų, susideda iš gausios dumblių uždangos, kuri visuomet žiemą naikinama anaerobinio vandens. Mirusių dumblių liekanos yra puri juoda masė, skęstanti vandenyje ir skatinanti gausią sedimentaciją šalia esančiose priedugninėse zonose. Vietose, esančiose toliau nuo pelkinės zonos, sedimentacija gali atsirasti dėl vandens vertikalaus maišymosi. Šiuo atveju deguonies prasiskverbimas į žemiau esančius anaerobinius vandens sluoksnius keičia jų būseną iš redukuotos į oksiduotą. Taigi gravitacinio maišymosi procesai Raudonojo ežero vandenyje yra gausaus Fe_2O_3 floko susidarymo ir sedimentacijos pasekmė. Kaip bebūtų, skęstančios dalelės geba pasiekti tik priedugnines zonas, priklausančias sumaišytam vandeniui, ir gali būti ištirpusios žemiau esančiuose anaerobinio vandens sluoksniuose.

2) Raudonojo ežero vandens tūrinis radiocezio aktyvumas

Matavimų duomenys parodė, kad tūrinis radiocezio aktyvumas ežero vandenyje einant gilyn didėja (16 pav.), taip pat yra stebima ir vandens bandinių sausų medžiagų koncentracijos tendencija (17 pav.).

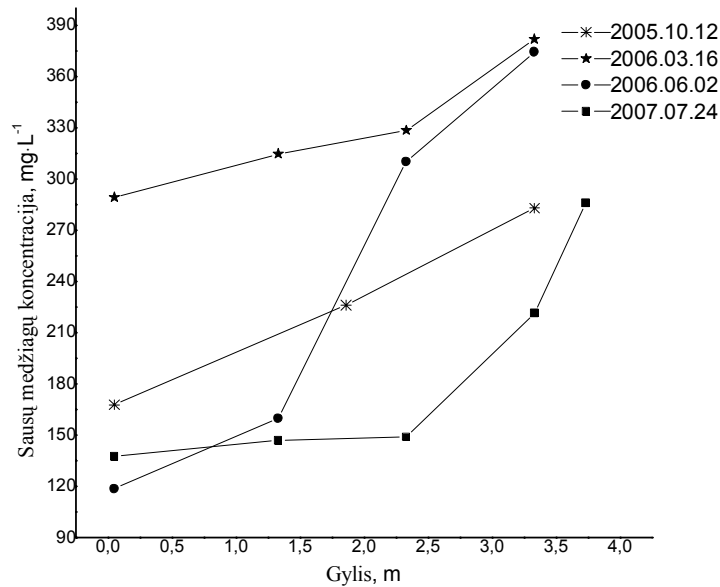


16 pav. Tūrinis radiocezio aktyvumas ežero vandenyje

16 pav. parodyti duomenys vaizduoja praktiškai visą tūrinių aktyvumų svyravimų sritį spalvotame vandenyje. Matavimai buvo atliekami 2005 – 2007 m. Plačiausia svyravimų sritis priklauso paviršiniam spalvotam vandeniui: $1,6 \pm 0,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (24.07.2007) – $7,0 \pm 0,4 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (12.10.2005). Tūrinis radiocezio aktyvumas didėja einant gilyn, o jo svyravimo ribos 3,1 – 3,6 m gylio ribose sumažėja beveik dvigubai (nuo $7,3 \pm 0,4 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (16.03.2006) iki $9,9 \pm 0,8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (24.07.2007)). Tokie svyravimai parodo, kad šie kitimai gali būti paskatinti išorinio poveikio, mažėjančio einant gilyn.

2007 m. liepos 24 d. atliktų matavimų duomenys yra visiškai skirtingi. Vandens bandinių, paimtų iš didžiausio gylio (3,5 – 3,9 m), radiocezio tūrinis aktyvumas buvo aukščiausias ($\sim 12,5 \pm 0,5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$), o sausų medžiagų koncentracija – palyginti žema ($275,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Kaip jau yra minėta aukščiau, tūrinis radiocezio aktyvumas šiame profilyje buvo žemiausias ($1,6 \pm 0,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) ežero paviršiniame sluoksnyje. Yra įmanoma paaiškinti šių žemų reikšmių atsiradimą mažo tūrinio aktyvumo ($1,0 \pm 0,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, matavimai atlikti 2007 m. balandžio mėnesį) vandens patekimu į šį ežerą iš melioracinio kanalo Ch 2. Šio vandens elektros laidumas yra pakankamai aukštas ($391 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ – 2007 m. balandžio mėnesio duomenys). Raudonojo ežero paviršinio vandens elektros laidumas tuo momentu siekė maždaug $127 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Pelkinio vandens (Ch 1) įtekėjimas neturi būti įtrauktas dėl jo pakankamai aukšto radiocezio tūrinio aktyvumo ($5,1 \pm 0,4 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ – 2007 m. balandžio mėnesio duomenys). Taigi, radiocezio tūrinio aktyvumo vertikalusis profilis 2007 m. liepos

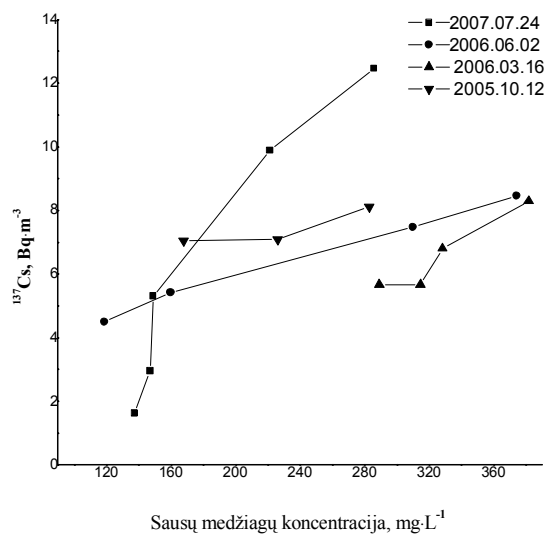
24 d. turi būti susietas su autochtoniniais radiocezio perskirstymo procesais, vykstančiais ilgą periodą (nuo 2006 m. rugsėjo iki 2007 m. gegužės) pakankamai storo prisotinto deguonies sluoksnio (2 – 3 m) gyvavimo metu. Tikriausiai, radiocezio gabenimas į gilesnius vandens sluoksnius yra siejamas su Fe_2O_3 floko nusėdimu dėl oksidacijos – redukcijos procesų. Kaip bebūtų, mažas radiocezio tūrinis aktyvumas paviršiniame vandenyje gali reikšti lietingų orų padarinius po silpno maišymosi paviršiniuose sluoksniuose.



17 pav. Sausų medžiagų koncentracijos vertikalieji profilai

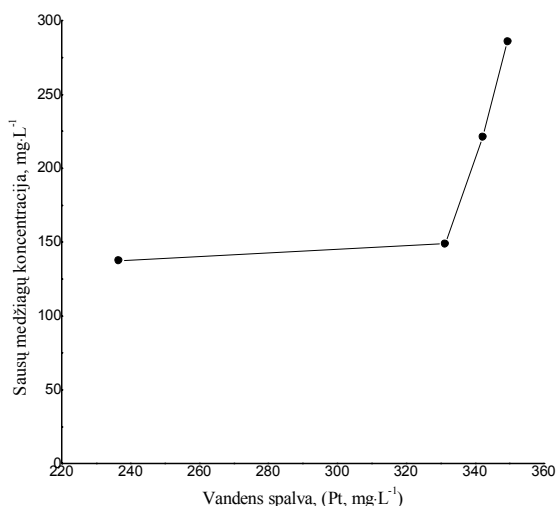
17 pav. duomenys rodo, kad sausų medžiagų koncentracija spalvotame paviršiniame vandenyje yra mažiausia vasarą ($118,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ – 2006 m. birželio 2 d.) ir didžiausia žiemos pabaigoje ($289,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ – 2006 m. kovo 16 d.). Einant gilyn sausų medžiagų koncentracija auga: $374,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ – 2006 m. birželio 2 d. ir $381,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ – 2006 m. kovo 16 d. maždaug 3,1 – 3,5 m gylyje. 2007 m. liepos 24 d. atliktų matavimų reikšmės buvo kur kas mažesnės ($218,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Lyginant Raudonojo ežero radiocezio tūrinio aktyvumo ir sausų medžiagų koncentracijos duomenis (18 pav.), yra pakankamai lengva pastebėti, kad paviršiniuose sluoksniuose radiocezas daugiausiai susijęs su ištirpusiais organiniais kompleksais vandenyje.



18 pav. Radiocezio tūrinio aktyvumo priklausomybė nuo sausų medžiagų koncentracijos

2005 m. spalio 12 d. atliktų matavimų duomenys rodo, kad einant gilyn didėja sausų medžiagų koncentracija padidėjimas vertikalčiai sumaišytame ir oksiduotame vandenyje, kurio radiocezio tūrinis aktyvumas yra beveik pastovus. Panašią išvadą galima padaryti tiriant radiocezio tūrinio aktyvumo eigą einant gilyn (2007 m. liepos 24 d.), kai aktyvumas didėja esant beveik pastoviai sausų medžiagų koncentracijai vandenyje. Ši išvada gali būti pareikšta ir studijuojant 19 pav., kuriame medžiagos koncentracijos vertikalusis profilis (2007 m. liepos 24 d.) siejama su vandens spalva.



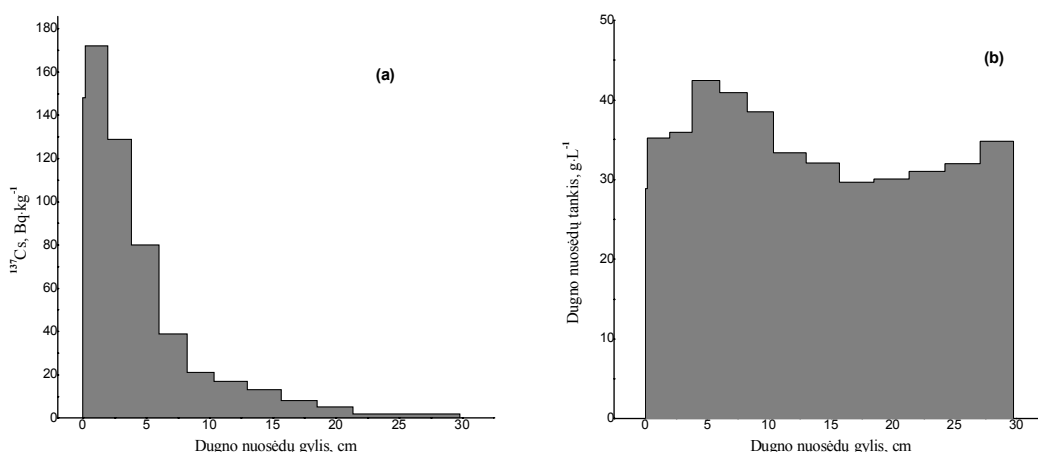
19 pav. Sausų medžiagų koncentracijos priklausomybė nuo vandens spalvos

Vandens bandinių spalva yra išreiškiama Pl vienetais ($\text{Pl, mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Ji buvo apskaičiuota remiantis Cuthbert (Cuthbert 1999) rekomendacijomis naudoti šviesos sugerties koeficientus 440 nm bangų ilgiams (Beckman spektrofotometras UV 5270). 19 pav. duomenys rodo, kad Raudonojo ežero paviršiniam vandeniui (iki 2,5 m gylio) būdingas ganėtinai mažas sausų medžiagų koncentracijos augimas, tačiau pastebimai didėjant vandens spalvai atitinkamai auga humusinių medžiagų kiekis.

3) Raudonojo ežero dugno nuosėdų savitasis radiocezio aktyvumas

3.1) Savitasis radiocezio aktyvumas dugno nuosėdose žemiau 3 m gylio

Radiocezio savitojo aktyvumo ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) vertikalieji profiliai dugno nuosėdose (du bandiniai), paimti iš giliausios Raudonojo ežero dalies, apibūdinami didžiausiomis savitojo aktyvumo reikšmėmis dugno nuosėdų paviršiniame sluoksnyje (20 (a) pav.) ir ryškiu šių aktyvumų mažėjimu gilesniuose sluoksniuose.

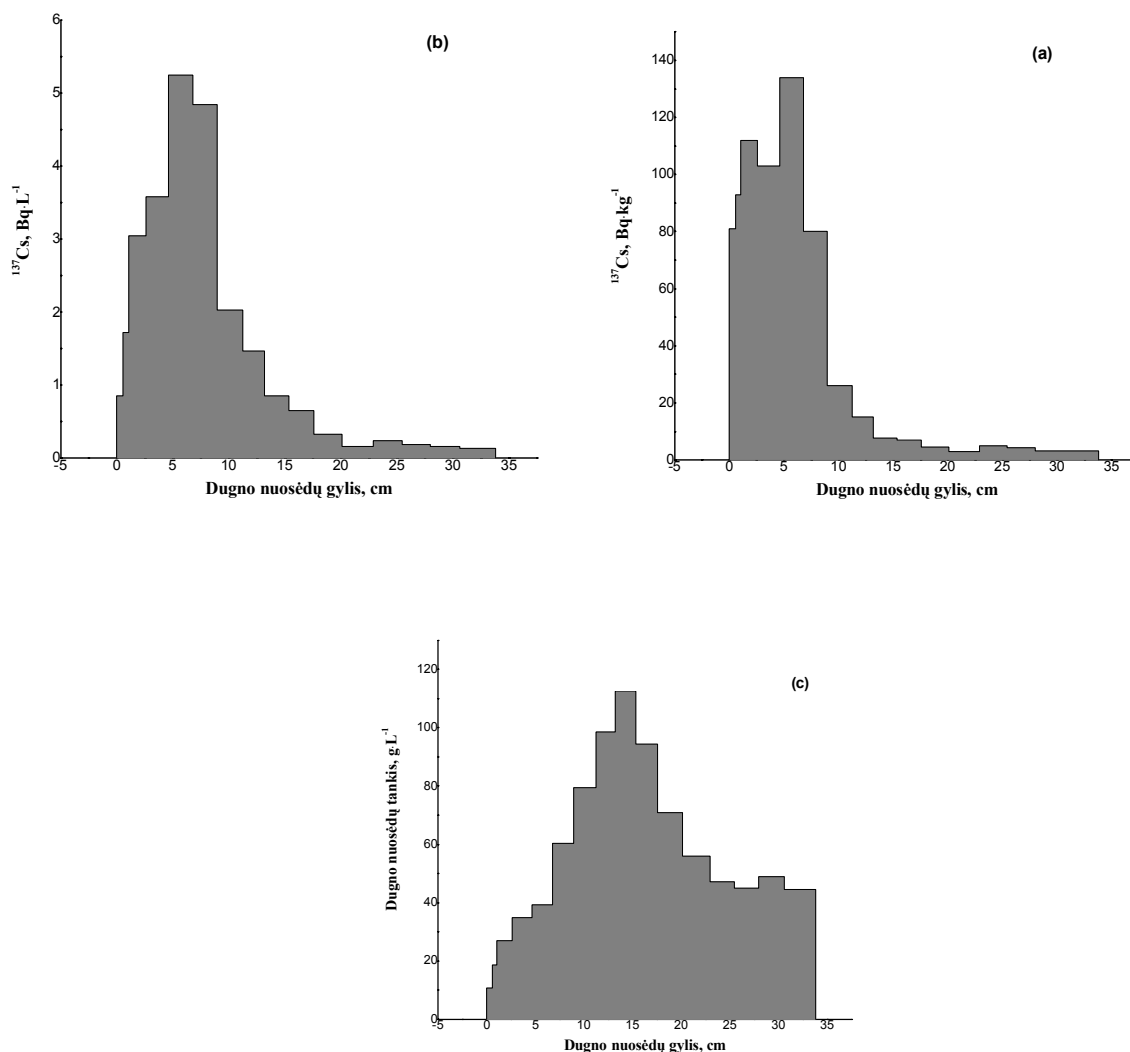


20 pav. Radiocezio aktyvumo vertikalieji profiliai (a), dugno nuosėdų tankis bandiniuose (4,5 m gylio) (b). Duomenys 2004 m. rugpjūčio 29 d.

Mažas floko kiekis vandenyje virš dugno nuosėdų paviršiaus bandiniuose, paimtuose 2004 m. rugpjūčio 29 d., buvo nusodintas ir toliau vertinamas kaip paviršinis sluoksnis, atsiradęs dėl galimos sedimentacijos. Sedimentacijos greitis šioje vietoje buvo įvertintas atsižvelgiant į tai, kad globalinės iškritos įtakos radioaktyvųjų užterštumą tik gilesnėse Raudonojo ežero vietose. Šis greitis yra lygus maždaug $0,06\text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$. Dviejų dugno nuosėdų bandinių radiocezio apkrova buvo lygi ~ 371 ir $\sim 441\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$, atitinkamai, ir atitiko Lietuvos užterštumo lygį prieš Černobylio avariją (Dauskurdis 1989).

Nedidelis maksimumas dugno nuosėdų tankio vertikalioose profiliuose maždaug 4 – 8 cm gylyje (20 (b) pav.) gali būti paaiškintas tuo, kad dugno nuosėdose buvo rastos kriauklių liekanos – įrodymas, jog Raudonojo ežero vanduo anksčiau buvo permatomas.

Radiocezio savitojo aktyvumo vertikalieji profiliai ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, $\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$) dugno nuosėdų bandiniuose (trys bandiniai), paimtuose nedideliu atstumu nuo giliausios Raudonojo ežero vietos, buvo kitokie. Jie apibūdinami išaugusiu sedimentacijos greičiu ($0,21 - 0,35 \text{ cm}\cdot\text{m}^{-1}$) ir dideliu radiocezio savituoju aktyvumu 3,5 – 8 cm dugno nuosėdų gylio intervale. Vienas iš šių vertikalųjų profilių parodytas 21 (a, b) pav. Dugno nuosėdų bandiniai buvo paimti 2007 m. liepos 27 d. iš 3,9 m gylio. Dugno nuosėdų tankio vertikalųjų profilių maksimumai (21 (c) pav.) persikėlė į 12 – 17 cm dugno nuosėdų gylį. Kriauklių liekanos tapo aiškiai matomos aštuntame dugno nuosėdų sluoksnyje (11 – 13 cm gylis). Radiocezio apkrova bandiniuose siekė $\sim 458 - 643 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$.

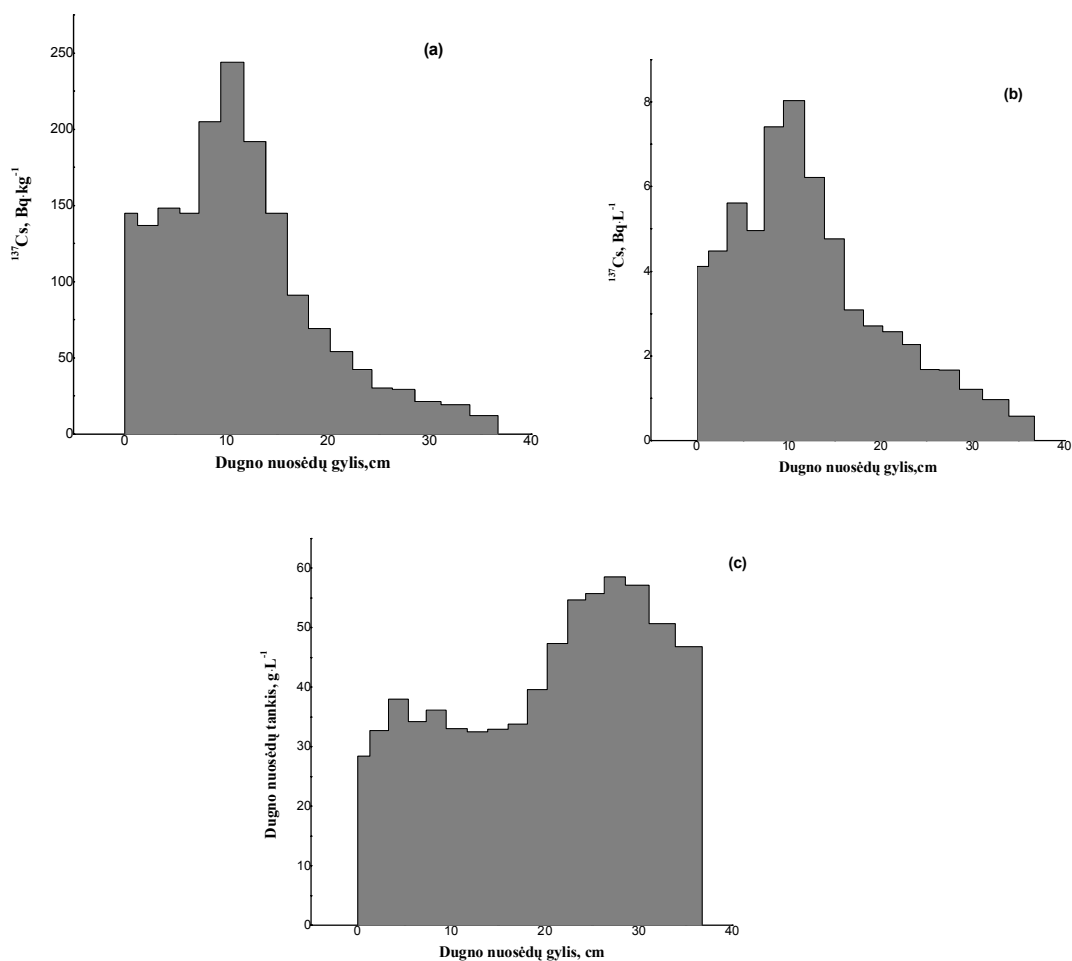


21 pav. Radiocezio aktyvumo vertikalieji profiliai: (a) ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), (b) ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$); (c) dugno nuosėdų tankis bandiniuose ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (3,9 m gylis) . Duomenys 2007 m. liepos 24 d.

Taikant Gauso formulę radiocezio savitojo aktyvumo ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) vertikalųjų profilių šlaitams (žemiau šio profilio maksimumo) dugno nuosėdų bandiniuose, buvo nustatyta, kad charakteringi šių šlaitų pusplėčiai svyruoja 3,4 – 4,5 cm intervale. Maži šlaitų formų pasikeitimai nuo pirminio vertikalaus profilio, susiformavusio greitojoje radiocezio laisvųjų jonų difuzijos fazėje (Kirikopoulos et al., 1994; Tarasiuk et al., 2007), numato gerokai ribotą radiocezio migracijos galimybę į gilesnius dugno nuosėdų sluoksnius.

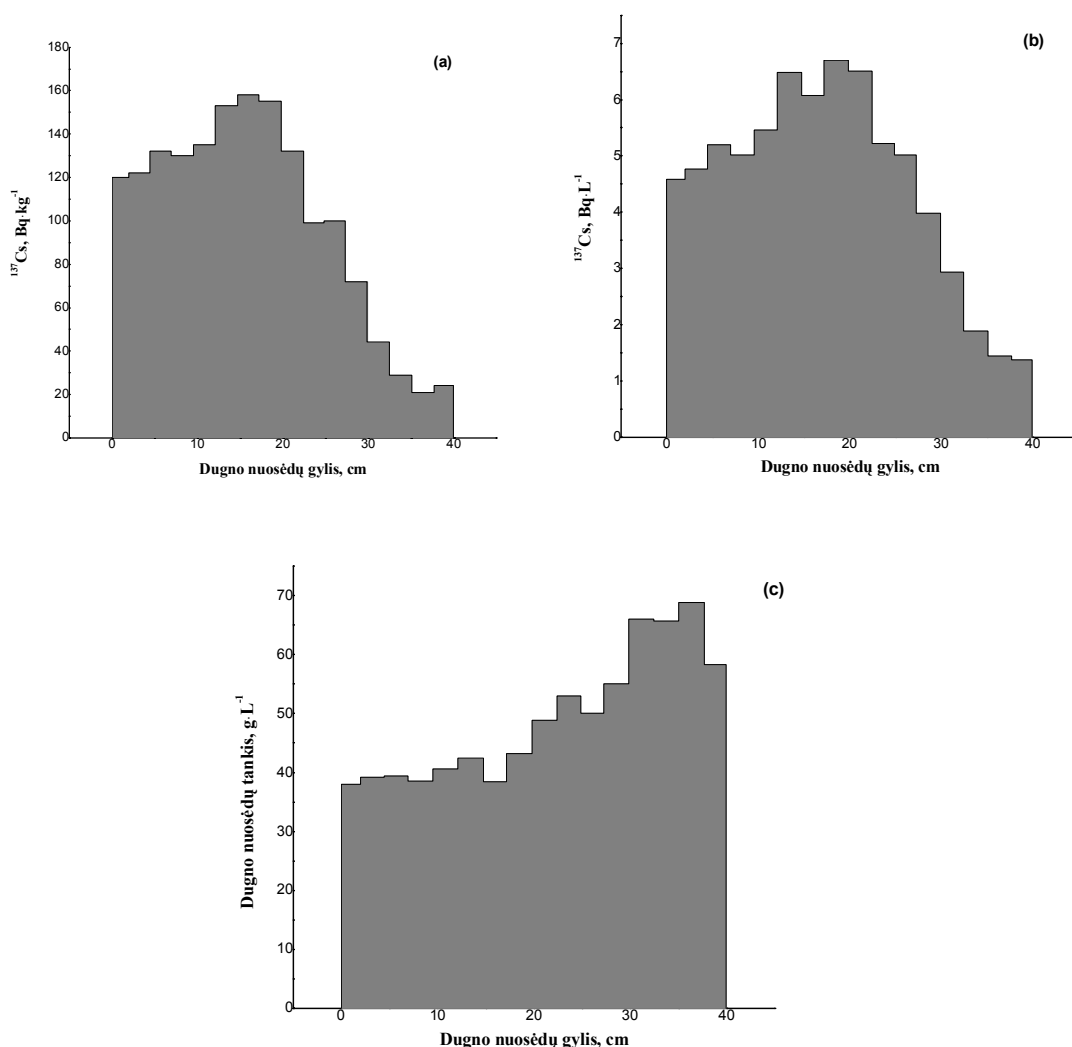
3.2) Radiocezio savitojo aktyvumo vertikalieji profiliai virš 3 m gylio

Atsižvelgiant į gana plačią pelkinių zonų juostą Raudonajame ežere, dugno nuosėdų bandiniai (7 bandiniai), buvo paimti viršutiniame ežero baseine 1,9 – 3,0 m gylyje. Šių bandinių radiocezio savitojo aktyvumo vertikalieji profiliai yra apibūdinami dideliu dugno nuosėdų gyliu ir tik du iš jų, paimtų iš 1,9 m gylio šalia pelkinės zonos (22 (a, b) pav.) bei iš didesnio nei 3 m gylio, atitiko rinktuvo aukštį.



22 pav. Radiocezio aktyvumo vertikalieji profiliai: (a) ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), (b) ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$); (c) dugno nuosėdų tankis bandiniuose ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (1,9 m gylis). Duomenys 2007 m. rugpjūčio 6 d.

Didžiausias radiocezio savitasis aktyvumas vertikalioose profiliuose buvo nustatytas paskutiniuose dviejuose dugno nuosėdų bandiniuose, kurių gylis išlieka 9,5 – 11,7 cm (22 (a, b) pav.) ir 8,5 – 11,1 cm intervale. Šlaitų pločio charakteristikos taip pat yra pakankamai didelės (6,2 ir 5,7 cm atitinkamai). Dugno nuosėdų vertikalųjų profilių struktūra išliko tokia pati visiems paimtiems bandiniams. Vis dėl to, didžiausias dugno nuosėdų tankis buvo nustatytas giliausiose vietose: 26,4 – 31,1 cm (bandiniai paimti iš 1,9 m ežero gylio) (22 (c) pav.) ir 25,2 – 29,5 cm (bandiniai paimti iš 3 m ežero gylio) dugno nuosėdų gylyje. Sedimentacijos greitis buvo lygus 0,5 ir 0,49 $\text{cm}\cdot\text{m}^{-1}$, atitinkamai. Nustatyta radiocezio apkrova šiuose bandiniuose buvo 1300 ir 1720 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Tai reiškia pastebimą šios apkrovos padidėjimą palyginus su giliausiu apatiniu baseinu.



23 pav. Radiocezio aktyvumo vertikalieji profilai: (a) ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$), (b) ($\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1}$); (c) dugno nuosėdų tankis bandiniuose ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (2,1 m gylis). Duomenys 2006 m. kovo 16 d.

Radiocezio savitojo aktyvumo vertikalieji profiliai nustatyti kituose dugno nuosėdų bandiniuose, paimtuose iš 2 – 2,5 m ežero gylio, charakterizuojami plačiausiu piku, persikėlusiu į plataus gylio (11,1- 20,6 cm) intervalą (23 (a,b) pav.). Jie švelniai mažėja didesnėse dugno nuosėdų gyliuose, kurių specifinis šlaitų plotis svyruoja 7 – 12,2 cm intervale – svarbiausioje radiocezio judrumo vietoje šiuose bandiniuose. Taip pat buvo bandyta įvertinti radiocezio kiekio praradimą dėl jo vertikaliojo profilio „uodegos“, kuri neatitinka rinkiklio aukščio. Tam tikslui vienas bandinys buvo atrinktas toje pačioje dugno zonoje be svorio kompensacijos, prarandant paviršinį, maždaug 14 – 15 cm storumo, dugno nuosėdų sluoksnį. Šių matavimų duomenys parodė, kad paprastai prarandama radiocezio kiekio profilio „uodega“ gali sudaryti ne daugiau kaip 10 %. Grįžtant prie atrinktų bandinių, reikia pasakyti, kad radiocezio apkrovos matavimai paskutiniuose penkiuose bandiniuose (1530–2150 Bq·m⁻²) tokiu pat procentu buvo sumažinti. Priešingai nei ankstesni duomenys, dugno nuosėdų tankio vertikalieji profiliai (23 (c) pav.) parodo lengvą augimą einant gilyn į dugno nuosėdas dėl jų glaustaus maišymosi. Nustatytas sedimentacijos greitis šiuose dugno nuosėdų bandiniuose svyravo 0,62 – 0,96 cm·m⁻¹ ribose.

Priedugninės 2 – 2,5 m gylio zonos reiškinys su padidinta radiocezio migracija gali būti paaiškintas bioturbacija, kuri yra iššaukta lynų – pagrindinių Raudonojo ežero gyventojų. Kaip žinoma (Virbickas, 2000), šios žuvies biologinis ciklas įjungia anabiotinį žieminį miegą. Vėlyvą rudenį, kai viršutinio baseino vandens stulpas yra visiškai prisotintas deguonies, lynas leidžiasi į dugną ir įsirausia į dugno nuosėdas. Lynas pabunda pavasarį, kai dugno nuosėdų temperatūra pakyla virš 4 °C. Kartu su lynų iššaukta paviršinių dugno nuosėdų bioturbacija vyksta šių nuosėdų resuspendavimas ir jų persiskirstymas tarp kitų dugninių zonų, esančių išilgai dugno nuokalnės. Tuo pasėkoje vykta radiocezio savitojo aktyvumo bei dugno nuosėdų tankio vertikaliųjų profilių praplatėjimas ir susilyginimas. Šių procesų rezultatas yra radiocezio savitojo aktyvumo maksimumo sumažėjimas dugno nuosėdose, jų persikėlimas į didesnius dugno nuosėdų gylius ir sedimentacijos greičio pervertinimas, jei skaičiavimai paremti radiocezio vertikaliųjų profilių forma. Pakibusios dalelės, besileidžiančios į apatinį vandens baseiną, dažnai yra klaidingai traktuojamos kaip skęstančių dalelių sedimentacijos srautas, susidarantis ežero paviršiniuose sluoksniuose ir vandens stulpe.

3.2 Rezultatų aptarimas

Mažo humusinio ežero tyrinėjimai parodo, kad spalvoto vandens įtekėjimo į permatomą vandens sistemą poveikis, padarytas maždaug prieš trisdešimt penkerius metus, ryškiai pakeitė ežero vertikaliąją struktūrą. Negilus ežeras tapo meromiktinis. Apatinio anaerobinio stagnacinio vandens baseino atsiradimas ežero vertikaloje struktūroje prieš Černobylio avariją, rodo žemesnę radiocezio apkrovą, būdingą branduolinėms globalinėms iškritoms. Branduolinių ginklų bandymai ir Černobylio avarija žymiai padidino viršutinio ežero baseino užterštumą radioceziu ir jo patekimą į dugno nuosėdas. Todėl ežeras pavirto radiocezio (joninės formos) saugykla, kurioje padidėjo humusinių medžiagų. Jo tirpūs vandenyje kiekiai yra didžiausi tarp gretimų ežerų (Tarasiuk 2007). Viršutinį ežero baseiną, didesnę radiocezio kiekį turinčių dugno nuosėdų priedugninę zoną galima laikyti lynų žiemos miego mėgstamiausia vieta. Lynų aktyvumo iššauktas viršutinio baseino dugno nuosėdų maišymasis priedugninėje zonoje vėlyvą rudenį ir pavasarį lemia jų persiskirstymą, o tai iškraipo pradžioje susiformavusius radiocezio savitojo aktyvumo vertikaliosius profilius dugno nuosėdose. Labai svarbu radiocezio vertikalųjų profilių formavimosi ypatumus modeliuoti jo migracijai nustatyti, įvertinant sedimentacijos greitį ir radiocezio difuzijos koeficientą. Akivaizdžiai matyti, kad didesni sedimentacijos greičiai ($0,62 - 0,96 \text{ cm} \cdot \text{m}^{-1}$), apskaičiuoti naudojantis radiocezio vertikaliais profiliais, nustatytais iš dugno nuosėdų bandinių, atrinktų iš lynų žiemos miego zonos, yra abejotini. Taigi, vertikaliosios ežero struktūros, kuri labiausiai kontroliuoja vandens spalvotumą ir permatomumą, sezoninių kitimų, bandinių ėmimo vietų aprašymas ir ežere gyvenančių žuvų rūšių žinojimas būtinas atliekant modeliavimą.

Karosai sukelia tokį pat efektą kitų ežerų dugne. Yra žinoma (Virbickas 2000), kad lynai ir karosai – mėgstamiausios mėgėjiškos žvejybos žuvys. Taip pat jie yra Lietuvos pramoninės žvejybos objektai. Atsižvelgiant į šių žuvų ilgalaikį žiemos miegą radioceziu užterštose dugno nuosėdose, galima teigti, kad atsiranda tam tikra radiologinė rizika naudojant juos žmonių maistui. Todėl uždari spalvoti ežerai turi kelti pakankamai didelį žvejų susirūpinimą.

Spalvoto vandens patekimas yra būdingas ir šalia esantiems ežerams - Tapeliai, Juodis, Balžis ir kitiems – pavasarinio potvynio ir lietingo periodo metu. Vėliau būna jų vertikalųjų struktūrų individualus trumpalaikis iškraipymas, įskaitant ir stagnacinių sąlygų formavimąsi. Kaip bebūtų, paviršinio vandens atnaujinimo procesai, susiję su gana dideliu ežerų praplovimu, padeda šiems vandens telkiniams atsigaivinti.

Išvados

1. Uždaram humusiniam ežerui yra charakteringas padidintas, palyginus su šalia esančiais kaimyniniais ežerais, tūrinis radiocezio aktyvumas. Jis gali būti traktuojamas kaip padidintos radiologinės rizikos objektas.
2. Spalvoto pelkinio vandens įtekėjimas į uždara vandens telkinį gali daryti stiprią įtaką į jo standartinių parametrų vertikaliąją struktūrą, formuojant ekstremalias radioaktyviojo užterštumo zonas, susijusias su vertikalaus maišymosi ribotomis galimybėmis.
3. Nuosėdų chronologijos ir sedimentacijos greičio įvertinimai ežeruose, grindžiami radiocezio savitojo aktyvumo vertikaliaisiais profiliais dugno nuosėdose, gali būti netikslūs, esant ežere lynams arba karosams. Šios žuvys sukelia dugno nuosėdų bioturbaciją savo žiemojimo vietose, kuri iškreipia savitojo radiocezio aktyvumo vertikaliuosius profilius.
4. Radiocezio gebėjimas migruoti į gilesnius dugno nuosėdų sluoksnius yra minimalus apatiniame Raudonojo ežero baseine. Radiocezio vertikalųjų profilių šlaitai žemiau jo aktyvumo smailių apatinio vandens baseino dugno nuosėdose tik truputį skiriasi nuo jų pirminių profilių, suformuotų laisvų jonų difuzijos.
5. Raudonojo ežero giliausių vietų sedimentacija, turinti floko, gali formotis dėl viršutinio baseino anaerobinio vandens oksidavimosi. Vidutiniame ežero gylyje (2–4 m) sedimentacija siejasi su pelkinės zonos apatinės dalies dumblių atmirimu ir dugno nuosėdų paviršinių sluoksnių persiskirstymu, sukeltu dugninių žuvų žiemojimo metu.

Literatūra

1. Abril J. M. Basic Microscopic Theory of the Distribution, Transfer and Uptake Kinetics of Dissolved Radionuclides by Suspended Particulate Matter – Part I: Theory Development, J. Environ. Radioactivity, 1998, 41 tomas, nr. 3, p. 307 – 324.
2. Alberts J.J., Wahlgren M.A., Orlandini K.A. and Burbahn C.H. The distributions of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am and ^{137}Cs among chemically-defined components of sediments, settling particulates and net plankton of Lake Michigan, Journal of Environmental Radioactivity, 1989, 9 tomas, nr. 1, p. 89–103
3. Balevičius A., Bukantis A., Bukelskis E. Globali aplinkos kaita, Vilnius : Petro ofsetas, 2007. 299 p.
4. Bulgakov A. A., Konoplev A. V., Smith J. T., Hilton J., Comans R. N. J., Laptev G. V., Christyuk B. F. Modelling the long-term dynamics of radiocaesium in closed lakes. J. Environ. Radioactivity, 2002, 61 tomas, nr. 1, p. 41–53.
5. Carpenter, S.R., J.J. Cole, J.F. Kitchell, and M.L. Pace. Impact of dissolved organic carbon, phosphorus and grazing on phytoplankton biomass and production in experimental lakes. Limnology and Oceanography, 1998, nr. 43, p. 73-80.
6. Cuthbert L. Toward a standard method of measuring color in freshwater, Limnol. Oceanogr., 1992, nr. 37(6), p. 1319-1326.
7. Dauskurdis S., Tamulėnaitė O., Nedveckaitė T. The ^{137}Cs and ^{90}Sr distribution in edible mushrooms on the Lithuanian SSR territory. Atmospheric Physics, Vilnius: Mokslas, 1989, nr. 14, p.119–127.
8. Davison W., Hilton J., Hamilton-Taylor J., Kelly M., Livens F., Rigg E., Carrick T.R. and Singleton D.L. The transport of Chernobyl derived radiocesium through two freshwater lakes in Cumbria, UK, Journal of Environmental Radioactivity, 1993, nr. 19, p. 125–153.

9. Eriksson M., Holm E., Roos P. and Dahlgaard H. Distribution and flux of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am , ^{137}Cs and ^{210}Pb to high arctic lakes in the Thule district (Greenland), *Journal of Environmental Radioactivity*, 2004, nr. 75 (3), p. 285–299.
10. Grižienė G., Jablonskis J., Januševičius S., Jurgelevičienė I., Jurgelėnaitė A., Juškienė A., Kriaučiūnas R. Hydrography of the Neris river. *Energetika*, 1993, nr. 1, p. 20–41
11. Gudelis A., Remeikis V., Plukis A., Lukauskas D. Efficiency calibration of HPGe detectors for measuring environmental samples. *Environmental and Chemical Physics*, 2000, 22 tomas, nr. 3, p. 117–125.
12. Guildford S. J. and Hecky R. E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship?. *Limnol. Oceanogr.*, 2000, 45 tomas, nr. 6, p. 1213–1223.
13. Howarth R. W. and Marino R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.*, 2006, nr. 51, p. 364–376.
14. Ilus E., Saxén R. Accumulation of Chernobyl-derived ^{137}Cs in bottom sediments of some Finnish lakes. *J. Environ. Radioactivity*, 2005, 82 tomas, nr. 2, p. 199–221.
15. Jones R. I. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains, *Hydrobiologia*, 1992, nr. 229, p. 73–91.
16. Jonsson A., Meili M., Bergström A.-K. and Jansson M. Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Örträsket, N. Sweden). *Limnol. Oceanogr.*, 2001, nr. 46 (7), p. 1691–1700.
17. Laurion I., Lean D. R. S., Vincent W. F. UVB effects on a plankton community: results from a large-scale enclosure assay. *Aquatic Microbial Ecology*, 1998, nr. 16 (27), p. 189–198.

18. Kirikopoulos I. L., Ioannides K. G., Karamanis D. T., Stamoulis K. C., Kondoura E. M., and Mantzios A. S. Kinetics of radiocesium sorption in lake sediments. *Health Physics*, 1994, nr. 66, p. 36–42.
19. Konoplev A., Kaminski S., Klemt E., Konopleva I., Miller R. and Zibold G. Comparatyve study of ^{137}Cs portioning between solid and liquid phases in Lakes Constance, Lugano and Vorse, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2002, nr. 58, p. 1 – 11.
20. Krevš A., Kučinskienė A. and Paškauskas R. Organinių medžiagų mineralizacijos procesų kai kurių Lietuvos saugomų teritorijų ežerų dugno nuosėdose ypatumai, *Ekologija*, 2002, nr. 1, p. 29–34
21. Mohler H.J., Ward Whicker F. and Hinton T.G. Temporal trends of ^{137}Cs in an abandoned reactor cooling reservoir, *Journal of Environmental Radioactivity*, 1997, nr. 37 (3), p. 251–268.
22. Monte L., Grimani C., Desideri D. and Angeli G. Modelling the long-term behaviour of radiocesium and radiostrontium in two Italian lakes, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2005, nr. 80, p. 105–123.
23. Morris D. P., Zagarese H., Williamson C. E., Balseiro E. G., Hargreaves B. R., Modenutti B., Moeller R., Queimalinos C., 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, nr. 40 (8), p. 1381–1391.
24. Nedveckaitė T. Radiacinė sauga Lietuvoje. Vilnius, Kriventa, 2004, 239 p.
25. Nürnberg G.K. & Shaw M. Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria. *Hydrobiologia*, 1999, nr. 382, p. 97–112.
26. Nürnberg, G. K. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish, 1996, *Lake Reserv. Manage.*, nr. 12, p. 432–447.

27. Robbins J.A. and Jasinski A.W. Chernobyl fallout radionuclides in Lake Sniardwy, Poland, *Journal of Environmental Radioactivity*, 1995, nr. 26 (2), p. 157–184.
28. Santschi P. H., Bollhalder S., Farrenkothen K., Lueck A., Zingg S. and Sturm M. Chernobyl radionuclides in the environment: Tracers for the tight coupling of atmosphere, terrestrial, and aquatic geochemical processes. *Environ. Sci. Technol.*, 1988, nr. 22, p. 510–516.
29. Santschi P. H., Bollhalder S., Zingg S., Lück, and Farrenkothen K. The self-cleaning capacity of surface waters after radioactive fallout. Evidence from European waters after Chernobyl, 1986–1988. *Environ. Sci. Technol.*, 1990, nr. 24, p. 519–527.
30. Sobek S., Söderbäck B., Karlsson S., Andersson E. and Brunberg A K. A carbon budget of a small humic lake: an example of the importance of lakes for organic matter cycling in boreal catchments. *Ambio*, 2006, nr. 35, p. 469–475.
31. Smith J. T., Belova N. V., Bulgakov A. A., Comans R. N. J., Konoplev A. V., Kudelsky A. V., Madruga M. J., Voitsekhovitch O. V. and Zibold G. The “AQUASCOPE” simplified model for predicting $^{89,90}\text{Sr}$, ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$ in surface waters after a large-scale radioactive fallout. *Health Physics*, 2005, nr. 89, p. 628–644.
32. Stravinskienė V. Bendroji ekologija, Kaunas, Šviesa, 2003, p. 229.
33. Tarasiuk N., Koviagina E., Kubarevičienė V., Shliahtich E. On the radiocesium carbonate barrier in organics- rich sediments of Lake Juodis, Lithuania. *Journal Environ. Radioactivity*, 2007, nr. 93, p. 100–118.
34. Tarasiuk N., Koviagina E. and Kubarevičienė V. On seasonal variations of radiocesium speciation in the surface sediments of Lake Juodis, Lithuania. *Journal Environ. Radioactivity*, 2008 (inpress).
35. Terasmaa J. Bottom topography and sediment lithology in two small lakes in Estonia. *Proc. Estonian Acad. Biol.Ecol.*, 2005, nr. 54, p. 171–189.

36. Tumas R. Vandens ekologija, Kaunas : Naujasis lankas, 2003. p 351.
37. Vakulovski S. M., Gaziev Ya., I., Kolesnikova L. V., Petrenko G. I., Tertyshnik E. G. ^{137}Cs and ^{90}Sr in the surface water bodies of Bryansk region. Atomnaya Energiya, 2006, nr. 100, p. 68–74.
38. Virbickas J., 2000. Lietuvos žuvys. Vilnius: Trys Žvaigždutės, p. 192.
39. Wetzel R. G. The role of the littoral zone and detritus in lake metabolism. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol., 1979, nr. 13, p. 145-61.
40. Wrona F. J., Prowse T. D., Reist J. D., Hobbie J. E., Lévesque L. M., J., Macdonald R. W. and Vincent W. F. Effects of ultraviolet radiation and contaminant-related stressors on Arctic freshwater ecosystems. Ambio, 2006, nr. 35, p. 388–401.
41. Zhang X., Walling E. D. Characterizing Land Surface Erosion from Cesium-137 Profiles in Lake and Reservoir Sediments, Journal of Environmental Quality, 2005, nr. 34, p. 514 – 523.