

SAUSUMOS VANDENŲ TYRIMAI

URBANIZUOTŲ TERITORIJŲ POŽEMINIO VANDENS FORMAVIMOSI GAMTINĖ DEDAMOJI

Algirdas Klimas, Mantas Plankis

UAB „Vilniaus hidrogeologija“, J.Basanavičiaus g. 37-1, LT-03223, Vilnius

El. paštas: vh@mail.itl.lt

Algirdas Zuzevičius, Jonas Diliūnas, Gediminas Čyžius

Geologijos ir geografijos institutas, T. Ševčenkos g. 13, LT-03223, Vilnius

El. paštas: zuzevicius@geo.lt

Įvadas

Urbanizacijos vaidmuo požeminio vandens formavimuisi yra nevienareikšmis. Urbanizacijos poveikis požemei hidrosferai gali būti nagrinėjamas dviem svarbiausiais aspektais: 1) požeminio vandens (gruntinio ir tarp sluokšninio) lygio pokyčiai; 2) požeminio vandens (gruntinio ir tarp sluokšninio) kokybės pokyčiai. Tik didelį ar net katastrofišką mastą įgavusius tokio pobūdžio pokyčius lengva nustatyti ir ne specialistui. Tačiau specialistų uždavinys – šiuos pokyčius aptikti kaip galima anksčiau arba net iš anksto juos prognozuoti, kad būtų galima neigiamus procesus sustabdyti, o jeigu įmanoma – ir eliminuoti. Tačiau nedidelio masto požeminio vandens lygio ar kokybės pokyčius nelengva nustatyti, dažniausiai juos sunku atskirti nuo gamtinės, pavyzdžiui, sezoninės ar daugiametės jų kaitos. Taigi būtina rasti atskaitos sistemą ar sistemas, nuo kurių būtų galima skaičiuoti urbanizacijos poveikio požeminio vandens lygiui ir kokybei mastus. Tokia atskaitos sistema galėtų būti požeminio vandens lygio ir cheminės sudėties formavimosi gamtinė dedamoji. Analizuodami požeminio vandens lygį gamtinę dedamąją suvokiame kaip jo natūralią, gamtinę būklę, o aiškindamiesi požeminio vandens cheminės sudėties formavimosi ypatybes – kaip foninę, antropogeninių veiksnių nepažeistą, būklę. Kita vertus, patirtis rodo, kad miestuose gruntinis vanduo yra taip intensyviai teršiamas, kad net keliais rodikliais neatitinka geriamojo vandens higienos normų reikalavimų. Tokiais atvejais atskaitos sistema galėtų būti higienos normų reikalavimai. Įvairiems kitiems tikslams tiktų ir kitokios atskaitos sistemos.

1. Tyrimų metodika

Aiškinantis gruntinio vandens patvankos priežastis ir mastą patikimiausia atskaitos sistema yra gamtinis šio vandens lygis. Tačiau jį galėtume sužinoti, jeigu būtų sudarytas tokio vandens lygio žemėlapis, kai dar tiriamojo miesto nebuvo. Palyginę dabartinį gruntinio vandens lygį su realiai jau neegzistuojančiu, gamtiniu jo lygiu, iš karto pamatytume, kur ir kiek jis pasikeitė. Kadangi tokių gamtinio vandens lygio žemėlapių neturime, gruntinio vandens lygio patvankos ieškome dviem būdais: 1) ieškodami duomenų apie kuo senesnius gruntinio vandens lygius toje ar kitoje miesto dalyje ir juos palygindami su dabartiniais; 2) ieškodami dabartinio

gruntinio vandens lygio anomalijų – akivaizdžių paaukštėjimų palyginus su bendru fonu.

Iš esmės tokiu pat metodu galima spręsti priešingo ženklo lygio kaitos problemą – gruntinio ir apskritai požeminio vandens lygio pažemėjimo miestuose masto nustatymą. Tokio pažemėjimo priežastis yra miestų vandenviečių eksploatavimas. Tiesa, Lietuvoje yra nedaug vandenviečių, kuriose eksploatuojamas gruntinis vanduo, o eksploatuojant tarp sluoksnius vandenis gruntinio vandens lygis tik retais atvejais akivaizdžiai pažemėja (Klimas, 1999). Daug dažniau tenka kartografuoti tarp sluoksnių horizontų vandens lygio depresijas miestuose. Dažniausiai tai gana paprasta padaryti, nes beveik visada galima rasti duomenų apie pagrindinių vandeningųjų sluoksnių vandens lygius iki svarbiausių miesto vandenviečių eksploatavimo. Kaip bus matyti, tokių duomenų turime net Vilniuje, kur I-oji miesto vandenvietė eksploatuojama nuo 1914 metų (Jurkštas, 1990).

Gruntinio ir apskritai požeminio vandens cheminę būklę miestuose tenka vertinti įvairiais tikslais. Priklausomai nuo tokios būklės vertinimo tikslo parenkama ir atskaitos sistema. Galimi tokie variantai:

- taršos diagnostika, kai ta būklė lyginama su švaraus vandens (foniniais) rodikliais;
- tas pats, kai atskaitos sistema yra apatinė fono riba (*AFR*);
- *AFR* nustatymas trendų analizės metodu;
- vartotojiškų vandens savybių vertinimas higienos normų atžvilgiu, t.y. kokybės rodiklių vėrcių lyginimas su didžiausia leidžiama koncentracija (*DLK*);
- taršos anomalijų kartografavimas, kai atskaitos sistema yra, pavyzdžiui, vidurkinės ar medianinės rodiklių vertės.

Pirmuoju atveju tenka ieškoti neužteršto gruntinio vandens plotų, kurių miestuose, kaip bus matyti, praktiškai nėra. Be to, gerai žinoma, kad gruntinio vandens cheminė sudėtis nėra vienoda ir gamtinėmis sąlygomis – pavyzdžiui, ji gerokai priklauso nuo gruntų, kuriuose šis vanduo cirkuliuoja. Taigi tokio „universalus“ gamtinio fono miestuose nėra ir negali būti. Todėl kiekvienos grunto rūšies reikėtų rasti tas fonines chemines požeminio, šiuo atveju gruntinio, vandens sudėties rodiklių vertes.

Taip yra tyrinėje, pavyzdžiui, vokiečių geologai (Voigt, Wippermann, 1998), panašūs bandymai žinomi ir Lietuvoje (Mikalauškas, 1976; Kondratas, 2001). Tačiau, kaip bus matyti, taikant šį požeminio (gruntinio) vandens cheminės būklės gamtinės dedamosios nustatymo metodą iškyla bent dvi problemos: 1) beveik neįmanoma išvengti antropogeninių veiksnių poveikio (pvz., visuotinis „rūgštinio lietaus“ poveikis); 2) gamtinę hidrocheminę dedamąją lemia ne vien gruntų ar uolienu, kuriuose cirkuliuoja požeminis vanduo, sudėtis, bet ir kiti gamtiniai (pvz., fiziniai geografiniai) veiksniai bei jų sukelti procesai.

Gamtinę hidrocheminio fono dedamąją apytiksliai galima nustatyti statistiškai apdorojus bet kurių hidrocheminių duomenų imtį. Nustačius, kad šių duomenų statistinis pasiskirstymas yra artimas normaliam ar lognormaliam, galima vadinamuoju dviejų sigmų metodu apskaičiuoti viršutinę ir apatinę fono ribas (*VFR* ir *AFR*) (Sakalauskas, 1998):

$$VFR, AFR = \bar{x} \pm 2s, \quad (1)$$

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i), \quad i = 1, \dots, n, \quad (2)$$

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \left(\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \right)}, \quad (3)$$

čia \bar{x} – aritmetinis ar geometrinis vidurkis, s – standartinis nuokrypis, n – hidrocheminių analizių skaičius. Skaičiuojant *VFR* (1) lygtyje $2s$ prie vidurkio pridedamas, skaičiuojant *AFR* – atimamas.

Hydrocheminiams duomenims būdingas lognormalus statistinis daugumos rodiklių verčių pasiskirstymas (Иодказис, Палтанавичюс, 1971). Tokiu atveju (Voigt, Wippermann, 1998)

$$\bar{x}_y = 10^{\bar{y}}, \quad (4)$$

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \log(x_i), \quad (5)$$

$$s_y = \sqrt{\frac{1}{n-1} \left(\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \right)}, \quad (6)$$

$$y_i = \log(x_i). \quad (7)$$

Požeminio vandens cheminės sudėties rodiklių vertes, mažesnes už *AFR*, pagrįstai galima laikyti gamtiniu hidrocheminiu fonu, arba gamtine dedamąja. Kadangi hidrocheminių duomenų apdorojimui neretai pasitelkiami neparimetrinės statistikos metodai, atskaitos sistema galima pasirinkti ne minimalių rodiklių verčių ar *AFR*, bet, pavyzdžiui, 10% ar 25% percentilių ribą (Sakalauskas, 1998).

Turint daugiamečių požeminio vandens cheminės sudėties stebėjimų duomenų eilutę, gamtinę dedamąją galima apytiksliai nustatyti trendų analizės metodu. Jo esmė – trendo atgalinė ekstrapoliacija. Todėl surastas požeminio vandens cheminės sudėties rodiklių vertes, artimas *AFR*, taip pat pakankamai pagrįstai galima laikyti gamtiniu hidrocheminiu fonu, arba gamtine dedamąja.

Kadangi kartais užterštas gruntinis vanduo miestuose dar yra ir geriamojo vandens šaltinis, gana dažnai jį tenka vertinti higienos požiūriu, lyginti jo kokybės rodiklių vertes su tų normų nustatytomis didžiausiomis leidžiamomis koncentracijomis (*DLK*). Kartografuodami miestų teritorijų tokio palyginimo duomenis galime išskirti plotus, kuriuose vieno ar kito, kartais ir kelių normuojamų požeminio vandens kokybės rodiklių vertės viršija *DLK*.

Tais atvejais, kai urbanizuotoje teritorijoje norime išskirti gruntinio vandens taršos anomalijų plotus, atskaitos sistema patogiausia pasirinkti įvairiais statistiniais metodais nustatytas vidurkines ar medianines konkretaus vandens kokybės rodiklio vertes. Tada visos šiuos vidurkius viršijančios tokių rodiklių vertės bus anomalios, o jų paplitimo plotai – neabejotinos technogeninės anomalijos. Šiuo metodu dažniausiai modeliuojamas užteršto gruntinio vandens poveikis gilesniems geriamojo požeminio vandens sluoksniams (Gregorauskas, 1999).

Konkrečių teritorijų užterštumo lyginamajai analizei gali būti naudojamas hidrocheminio fono metodas. Cheminių komponentų foninės (pažeisto einamojo momento ar apytiksliai gamtinės) reikšmės gali būti apskaičiuotos pagal nuoseklaus anomalijų atmetimo metodiką (Питьева, 1984).

Paslinktas populiacijos nuokrypis (*s*) cheminio komponento reikšmių (*x*) aibeii, jei informacijos kiekis yra $n \leq 30$,

$$s = \sqrt{\frac{n \sum x^2 - \left(\sum \bar{x} \right)^2}{n(n-1)}}, \quad (8)$$

jei informacijos kiekis $n > 30$,

$$s = \sqrt{\frac{n \sum x^2 - \left(\sum \bar{x} \right)^2}{n^2}}. \quad (9)$$

Komponento reikšmės aritmetinis vidurkis

$$\bar{x} = \frac{\sum x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} \quad (10)$$

Foninės koncentracijos (C_f) intervalas

$$\bar{x} + ts \leq C_f \leq \bar{x} - ts, \quad (11)$$

čia t – Stjudento kriterijus.

Atmetus reikšmes, nepatenkančias į intervalo ribas, kartotinai skaičiuojamas standartinis populiacijos nuokrypis. Jei dar būna reikšmių, nepatenkančių į intervalo ribas, jos vėl atmetamos. Ši operacija kartojama, kol patenkinama (11) sąlyga. Likusių reikšmių aritmetinis vidurkis bus lygus foninei koncentracijai.

Vienu iš vidurkinių hidrocheminių rodiklių reikšmių apskaičiavimo būdų yra požeminio vandens cheminės būklės pagal Europos Sąjungos 2000/60/EC direktyvos reikalavimus vertinimas (Directive..., 2000). Pagal šią direktyvą, požeminio vandens telkiniuose būklė gali būti gera arba bloga. Ribai tarp jų nustatyti direktyvos prieduose numatytais metodais yra apskaičiuojama aritmetinio vidurkio viršutinė patikimumo riba CL (*Confidence Limit*):

$$CL = AM + t_{N-1, 1-\alpha/2} \cdot s / \sqrt{N}, \quad (12)$$

čia AM (*Arithmetic Mean*) – aritmetinis vidurkis, s – standartinis nuokrypis, $t_{N-1, 1-\alpha/2}$ – $(1-\alpha/2)$ – pasiskirstymo $N-1$ laisvės laipsniu kvantilė „ t “. Vietoj AM , atsižvelgiant į netolygų nagrinėjamos teritorijos ištirtumą, gali būti apskaičiuotas kraigo vidurkis KM (*Kriging Mean*) ir jo patikimumo riba CL_{KM} . Faktiškai CL_{KM} apskaičiuojama pagal specialioje kompiuterinėje programoje duotą algoritmą. Plotai, kuriuose rodiklių vertės didesnės už CL_{KM} , yra gamtinės arba technogeninės anomalijos.

Apskaičiuoti vidurkines rodiklių vertes ir pavaizduoti anomalijas galima kiekvieno rodiklio atskirai ir visų kartu. Žinoti suminių anomalingumo koeficientų vertes ir jų išryškinamas anomalijas būtina modeliuojant matematiniais metodais užteršto gruntinio vandens poveikį gilesniems vandeningiesiems sluoksniams (Klimas, Gregorauskas, 2002). Mat daugelis požeminio vandens kokybės rodiklių (pavyzdžiui, nitratai, įvairios organinės, tarp jų ir toksinės, medžiagos) yra nestabilūs ir tokių medžiagų į gilius vandeninguosius sluoksnius dažniausiai apskritai nepatenka. Todėl modeliuojant specialistus pirmiausia domina klausimas, ar tarša iš viso gali patekti į tuos modeliuojamus gilesnius sluoksnius, o jeigu taip, tai koks būtų jos poveikis? Spręsdami tokius uždavinius, iš pradžių modeliavome stabilių taršiųjų medžiagų (pavyzdžiui, chloridų) migraciją manydami, kad tais atvejais, kai ir jų koncentracijos, pasiekiančios gilesnius sluoksnius, yra menkos, tada iš viso neverta modeliuoti nestabilių medžiagų migracijos.

Suminiai anomalingumo koeficientai apskaičiuojami pagal elementarias, geochemijoje plačiai naudojamas lygtis:

$$A_n = \sum_{i=1}^n (K_i) - (n-1), \quad (13)$$

$$K_i = C_i / C_o, \quad (14)$$

čia A_n – suminis anomalingumo koeficientas, C_i – i -analitės vertė (koncentracija), C_o – foninė jos vertė (koncentracija), K_i – koncentracijos koeficientas, n – analizių (rodiklių) skaičius. Sumuojame tik tuos koeficientus, kurie yra didesni už vieneta, t.y. kai $C_i > C_o$.

Iš (13, 14) lygčių matyti, kad A_n dydis priklauso nuo K_i dydžių, o jie savo ruožtu priklauso nuo C_i/C_o santykio. Taigi A_n dydis labai priklausys nuo to, kaip bus parinktas C_o , taip pat nuo to, kiek ir kokių rodiklių bus parinkta A_n apskaičiuoti. Akivaizdu, kad itin mažos, t.y. foninės, C_o vertės labai padidins koeficientų K_i ir A_n vertes. Tuo tarpu praktinė patirtis rodo, kad daugelio nestabilių požeminio vandens cheminės sudėties rodiklių (pavyzdžiui, nitritų, amonio, beveik visų metalų, įskaitant Fe, daugumos organinių junginių) vertės dėl įvairių priežasčių kinta labai plačiame intervale. Be to, dėl nestabilumo jų vertės ne visada būna patikimai nustatytos. Detaliau ši problema aptarta kitame, tyrimų rezultatu, skyrelyje.

Tiriant miestų poveikį gilesniems vandeningiesiems horizontams, skirtingai nei gruntiniams, beveik visada galima rasti duomenų apie gamtinį hidrocheminį jų foną. Mat tokių sluoksnių vandens cheminė būklė apskritai, taigi ir dėl miestų poveikio, kinta labai mažai ir lėtai (Klimas, 1994). Kita vertus, duomenų apie tokių pokyčių pradžią beveik visada galima rasti pasitelkus retrospektyvius geriamojo vandens šaltinių paieškų ir žvalgybos duomenis, dažniausiai rodančius foninę hidrocheminę tokių sluoksnių būklę, bei jau minėtą trendų analizės metodą.

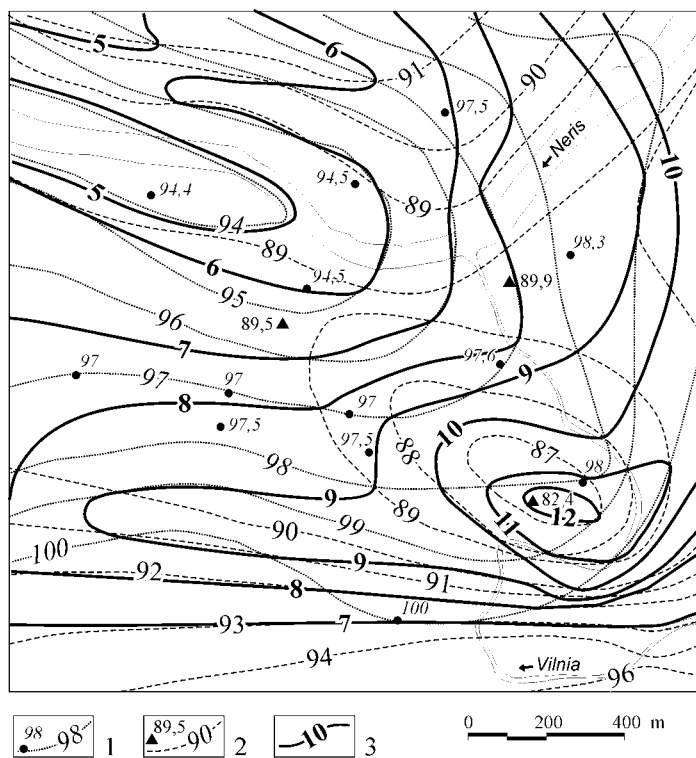
2. Tyrimų rezultatai

Gruntinio vandens lygio gamtinę dedamoji miestuose, kaip minėjome, praktiškai nežinoma, nes ją „paslepia“ gruntinio vandens patvankos ar lygio žemėjimo reiškiniai. Keletas praktinių pavyzdžių, kaip galima išryškinti gruntinio vandens patvanką miestuose, yra duota šiame metraštyje publikuojamame kitame šių autorių straipsnyje „Urbanizuotų teritorijų technogeninis poveikis požeminio vandens režimui“.

Pirmuoju atveju buvo pastebėta, kad pastaraisiais metais Vilniaus arkikatedros rajone gruntinis vanduo retsykiais semia rūsius. Gamtinę gruntinio vandens lygio padėties dedamoji čia nežinoma, todėl palyginta šio lygio padėtis, užfiksuota monitoringo gręžiniuose 1969 ir 1999 metais. Lygio skirtumas parodė, kad gruntinio vandens patvankos dydis čia gali siekti maždaug 1–2 m. Antruoju atveju, Tauragėje, atkreiptas dėmesys į gruntinio vandens anomaliai aukštą lygį mieste, Jūros ir Beržės tarpupyje, kas taip pat gali būti paaiškinta gruntinio vandens patvanka. Tačiau tikslus jos dydis nežinomas, nes nėra žinoma gruntinio vandens lygio gamtinę dedamoji, t.y. šių lygių padėtis iki patvankos.

Priešingo ženklo lygio kaitos problemos – tarp sluoksninio požeminio vandens lygio depresijos kartografavimo pavyzdys parodytas 1 paveiksle. Tai – unikalus atvejis Lietuvoje, kai yra gana tiksliai žinoma gamtinė požeminio vandens lygio dedamoji. Mat Vilniaus centrinėje dalyje projektuojant miesto I-ąją vandenvietę Sereikiškių parke (tada vadintame Bernardinų sodu) inž. O. Smrekeris 1904 m. išmatavo eksploatacijai numatyto Žemaitijos–Dainavos tarpmoreninio horizonto (agII–I žm–dn) gamtinį vandens lygį tuo metu miesto centre jau buvusiuose gręžiniuose ir sudarė jo žemėlapi, išlikusį iki mūsų dienų. Apie 1962 m. šios ir dar kelių kitų senųjų miesto centro vandenviečių debitams pasiekus maksimumą, eksploatuojamojo sluoksnio vandens lygis buvo išmatuotas dar kartą, tiesa, jau kituose gręžiniuose. Skirtumas tarp šio ir 1904 m. lygių rodo depresijos piltuvo dydį ir gylį (žr. 1 pav.).

Gruntinio ir apskritai požeminio vandens cheminės būklės vertinimui, kaip minėjome, jos foninė būklė, arba gamtinė dedamoji, yra pageidautina, bet ne vienintelė geriausia atskaitos sistema. Tokios sistemos parinkimo būtinybė pirmiausia atsiranda tada, kai reikia pasakyti, ar analizuojamoje teritorijoje požeminio vandens cheminę sudėtį jau yra pakeitę antropogeniniai veiksniai, ar ji tebėra natūrali, gamtinė. Suprantama, atsakyti į šį klausimą galima tik palyginus dabartinę tiriamosios teritorijos požeminio vandens cheminę būklę su jos gamtine dedamąja, arba fonine būkle.



1 pav. Vandens lygio depresinis piltuvas Vilniaus centre: 1 – 1904 m. gamtinis fonas; 2, 3 – vandens lygiai ir depresinio piltuvo gylis 1962 m., esant maksimaliems I-osios vandenvietės debitams.
Fig. 1. Depression cone in the centre of Vilnius: 1 – background situation in 1904; 2, 3 – isolines of groundwater levels and depth of depression cone in 1962, at maximum pumping rate of 1st wellfield.

Foninės požeminio vandens cheminės būklės nustatymo problemai, kaip minėjome, nemažai dėmesio yra skyrę vokiečių mokslininkai (Voigt, Wippermann, 1998). Apibendrinę gausią faktinę medžiagą, fonine atskaitos sistema jie siūlo laikyti dvi geogenines, t.y. natūralios, kilmės požeminio vandens cheminės sudėties rodiklių vertes – pirmoji jų rodo tas vertes itin greitos požeminio vandens apytakos, trunkančios nuo 2–20 parų iki 1 metų, zonose, antroji – kiek lėtesnės apytakos požeminio vandens mitybos zonose. Autoriai savo knygoje davė daug tokių požeminio vandens foninės cheminės būklės, nustatytos įvairiausiose, dažniausiai kristalinėse, uolienose, pavyzdžių. Šio straipsnio autoriai 1 lentelėje pateikia tik vieną variantą.

Iš 1 lentelės aiškiai matyti, kad greitos apytakos zonose požeminiame vandenyje dėl trumpo kontakto su uolienomis visų rodiklių, išskyrus nitratus ir amonį, vertės yra žymiai mažesnės, nei ilgiau trunkančios, lėtesnės, apytakos zonose, nors ir esančiose mitybos srityse. Didesnės nitratų ir amonio koncentracijos jose aiškinamos žemės ūkio poveikiu (Voigt,

1 lentelė. Gruntinio vandens cheminės sudėties smėlio ir žvyro gruntuose gamtinė dedamoji Vokietijoje (Voigt, Wippermann, 1998).

Table 1. Hydrochemical background of shallow groundwater in sand and gravel soils in Germany (Voigt, Wippermann, 1998).

Apytakos zonos Groundwater flow zones	Rodiklio vertė, mg/l Constituent value, mg/l								
	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺
Greitos Fast	5,5	1	0	18	5	0	1	0,5	0,1
Lėtesnės Slow	7,5	15	40	0	30	5	5	3,5	0

Wippermann, 1998).

Lietuvoje foninė grunto vandens cheminė būklė buvo tyrinėta dar septintame XX a. dešimtmetyje (Kondratas, 2001). Pasitelkus statistikos metodus, iš daugiamečių tyrimų duomenų buvo apskaičiuotos vidurkinės įvairiuose gruntuose bei landšaftuose aptinkamo grunto vandens cheminės sudėties analizių vertės (2 lent.).

2 lentelė. Foninė cheminė grunto vandens sudėtis Lietuvoje daugiamečių tyrimų duomenimis, aritmetiniai vidurkiai (Kondratas, 2001).

Table 2. Background hydrochemistry of shallow groundwater in Lithuania, long-term arithmetic mean (Kondratas, 2001).

Gruntas <i>Soil</i>	Landšaftas <i>Landscape</i>	Rodiklio vertė, mg/l / <i>Constituent value</i>										
		BM*	PS*	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺
Priemolis <i>Till</i>	Miškų <i>Forest</i>	200	3,6	200	15	8	0,5	35	26	13	6	0,8
	Agrarinis <i>Agrarian</i>	175	3	160	11	7	0,5	36	15	5	2,5	0,6
Smėlis <i>Sand</i>	Miškų <i>Forest</i>	100	0,7	80	6	13	2	21	7	4,5	0,9	0,5
	Agrarinis <i>Agrarian</i>	90	2	80	6	13	0,5	21	7	2,5	0,5	0,4
Durpės <i>Peat</i>	Agrarinis <i>Agrarian</i>	245	6	270	7	3	0,5	54	20	8	2,5	1,3
Jūrinis smėlis <i>Sea sand</i>	Miškų <i>Forest</i>	58	3,6	48	7	4	0,5	13	1	6	–	0,2
Aliuvinis smėlis <i>Alluvial sand</i>	Miškų <i>Forest</i>	245	–	225	10	22	–	57	16	11	–	–

* – BM – bendroji mineralizacija, PS – permanganato skaičius, mg/l O₂ / * *BM – total mineralization; PS – permanganate number, mg/l O₂.*

Kaip matyti, grunto vandens cheminė sudėtis labiausiai priklauso nuo grunto, kuriame cirkuliuoja vanduo, sudėties, o mažiau – nuo landšafto. Miško poveikis grunto vandens cheminei sudėčiai kiek didesnis nei agrarinio landšafto, nes agrariniu čia pavadintas nedirbamų laukų (daugiamečių natūralių pievų) landšaftas. Duomenys, kaip matyti palyginus 1 ir 2 lenteles, artimi vokiečių mokslininkų nustatytiems.

Tačiau urbanizuotų teritorijų grunto vandens cheminės sudėties gamtinę dedamąją rasti yra daug sunkiau, nes net nedidelis miestas per daug metų neišvengiamai tą grunto vandens cheminę būklę daugiau ar mažiau pakeičia. Atrodytų, kad šiam tikslui būtų galima panaudoti retrospektyvinius duomenis. Tačiau iš 3 lentelės matyti, kad grunto vandens cheminė sudėtis Vilniaus miesto centrinėje dalyje 1946–1947 metais buvo ne ką geresnė nei 1986–1996 metais ir toli gražu ne „foninė“. Todėl čia tokiu fonu buvo priimtos minimalios neurbanizuotų teritorijų (užmiesčio) analizių vertės.

Atskaitos sistema gali būti statistškai apskaičiuotos minimalios, bet pakankamai patikimos analizių vertės. Jomis galima naudoti vadinamąją apatinę fono ribą (*AFR*, žr. (1) lygtį).

Kaip matyti, dėl didelio „išsibarstymo“ daugelio analizių verčių apskaičiuota standartinio nuokrypio vertė yra labai didelė, todėl kai kurių iš jų *AFR* vertės yra net neigiamos. Žinoma,

3 lentelė. Gruntinio vandens cheminė sudėtis Vilniaus miesto centrinėje dalyje 1946–1947 m. (iš I. Skorikovo ataskaitos, 81 analizė) ir 1986–1996 m. („Vilniaus hidrogeologijos“ duomenys, 553 analizės), aritmetiniai vidurkiai.

Table 3. Groundwater chemistry in the central part of Vilnius in 1946–1947 (data from I. Skorikov's report, 81 analyses) and in 1986–1996 (Vilnius Hydrogeology data, 553 analyses), arithmetic mean.

Metai Year	Rodiklio vertė, mg/l / Constituent value								
	BM	BK	PS	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Priimtas fonas	243	4,02	1,9	–	204	23	25	53	17
1946–1947	979	9,4	2,5	7,4	385	96,2	96,8	136	34,4
1986–1996	1211	10,2	3,6	7,3	419	240	419	131	41,8

Pastaba: NO₃⁻ fonas – 7,8, Na⁺ – 14, BK – bendrasis kietumas, mg-ekv/l. / Note: NO₃⁻ – background value – 7,8, Na⁺ – 14, BK – total hardness, mg-eq/l.

4 lentelė. Gruntinio vandens cheminės sudėties apatinė fono riba (AFR) Šiauliuose.

Table 4. Lowermost values of hydrochemical background (LVHB) in water table aquifer in Šiauliai.

Para- metras Parameter	Rodiklio vertė, mg/l / Constituent value									
	BM	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Na ⁺ +K ⁺
\bar{x}	590	482	75	53	27	136	32	47	12	58
s	125	128	45	31	6	38	12	25	3	26
AFR LVHB	340	226	-15	-5	15	60	8	-3	6	6

Pastaba: \bar{x} – aritmetinis vidurkis, s – standartinis nuokrypis iš 59 analizių (Микалаускас, 1976). / Note: \bar{x} – arithmetic mean, s – standard deviation in 59 analyses (Микалаускас, 1976).

jas galima prilyginti nulinėms, tada jos bus artimos 1 lentelėje parodytomis foninėms tų analizių vertėms.

Kiek geresnius rezultatus galima gauti atskaitos sistema priėmus, pavyzdžiui, neparimetrinės statistikos metodu apdorotų hidrocheminių duomenų 10% ar 25% percentilių vertes (5 lent.).

Naudojantis (8)–(11) lygtimis, iš faktinių gruntinio vandens cheminės būklės mieste įvairiais metais duomenų galima apskaičiuoti tų metų cheminių komponentų koncentracijas (antropogeninį foną). Kauno miesto gruntinio vandens užterštumo raidą apytiksliai galima vertinti pagal svarbiausių cheminės sudėties komponentų koncentracijas, apskaičiuotas trims skirtingiems laikotarpiais (6 lent.). Skaičiavimo rezultatai rodo, kad miesto gruntinio vandens cheminė sudėtis per pastaruosius 40 metų mažai pakito.

Tais atvejais, kai norime nustatyti, ar gruntinis vanduo mieste yra tinkamas gerti, jo cheminės sudėties analizių vertes lyginame su higienos normų reikalavimais (DLK). Yra duomenų, kad apskritai Lietuvoje net 40% gruntinio vandens analizių nitratų koncentracija ir permanganato skaičiaus vertės yra didesnės už DLK (Mičiudienė, 1994). Miestuose šis procentas yra dar kiek didesnis, todėl labai nedaug kur gruntinis vanduo higienos atžvilgiu čia yra tinkamas gerti. Apibrėžę plotus, kuriuose vienas ar keli gruntinio vandens kokybės rodikliai yra didesni už DLK, turėsime dar vieną šio vandens taršos anomalijų atmainą.

Tačiau gana dažnai, ypač preliminariam gruntinio vandens cheminės būklės vertinimui, tiksliau – antropogeninės jo taršos anomalijų išskyrimui visai nesvarbu, kokią atskaitos sistemą

5 lentelė. Biriosiose uolienose mitybos srityje paplitusio gruntinio vandens cheminės sudėties 10% ir 25% percentilių vertės (Matschulat et al., 1997; Klimas, 1996).

Table 5. 10% and 25% percentiles of groundwater chemistry in porous soils (Matschulat et al., 1997; Klimas, 1996).

Percentilės Percentile	Rodiklių vertės, mg/l / Constituent value										
	BM	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺
10%	49	6,7	47	8	18	0,1	24	2,2	5	0,7	0,1
25%	450		280	30	50	8	–	–	–	–	0,08

6 lentelė. Kauno miesto teritorijos gruntinio vandens svarbiausių cheminių komponentų koncentracijos (antropogeninis fonas), vidurkiai, mg/l (Diliūnas, Čyžius ir kt., 2000).

Table 6. Concentrations (anthropogenic background) of major constituents in the shallow groundwater of Kaunas, average, mg/l) (Diliūnas, Čyžius ir kt., 2000).

Tyrimo metai (imtis) Year of studies (number of samples)	pH	BM	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	Na+K	BK	PS	NO ₃	NO ₂	NH ₄
1960–1970 (304)	7,34	685	421	119	63	144	41	32	11,1	5,3	5,8	0,1	0,11
1985–1998 (1064)	7,29	618	401	89	46	116	39	32	9,2	2,7	11,7	0,0	0,12
1999–2001 (183)	7,6	573	422	99	42,5	118	25,2	56	8,6	2,1	51,9	0,002	0,01

Tyrimo metai (imtis) Year of studies (number of samples)	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
1985–1998 (210)	0,087	0,010	0,008	0,071	0,020	0,016	0,019	0,0032
1999–2001 (183)	0,064	0,008	0,007	0,078	0,022	0,005	0,019	0,003

Pastaba: BM – bendroji mineralizacija; BK – bendrasis kietumas (mg-ekv/l); PS – permanganato skaičius (mgO₂/l). / Note: BM – total mineralization; BK – total hardness (mg-eq/l); PS – permanganate number (mgO₂/l).

šiam reikalui pasirinksiame. Minėjome, kad tokiais atvejais sąlyginio fonu priimamos vidurkinės, medianinės ar kitokios vidutinės rodiklių vertės, o jas viršijančios tų pačių rodiklių vertės vadinamos anomalijomis ir būtent jomis remiantis kartografuojamos technogeninės gruntinio vandens taršos anomalijos. Suminėms anomalijoms išryškinti pagal (13), (14) lygtis apskaičiuojame suminius anomalingumo koeficientus.

Nesunku parodyti, kad suminių anomalingumo koeficientų skaičiavimui netinka „tikrosios“ foninės sumuojamų rodiklių vertės – 7 lentelėje pirmuoju (1) atveju „fonu“ pavadiname vidurkinės šių rodiklių vertes mieste, nustatytas 1963 m., kai jos jau toli gražu nebuvo foninės (Микалаускас, 1976).

7 lentelė. Gruntinio vandens cheminės sudėties rodiklių vidurkinių reikšmių santykiai su „fonu“ Šiauliuose (koncentracijos koeficientai K_i).

Table 7. Ratio of average and background values of chemical constituents in water table aquifer in Šiauliai (concentration coefficients K_i).

Parametras <i>Parameter</i>	Rodiklio vertė, mg/l / <i>Constituent value</i>									
	BM	BK	PS	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺
Vidurkis 1993 m. <i>Average in 1993</i>	847	11,8	4,2	525	91	168	42	156	51	0,65
(1) 1963 m. „fonas“ <i>Background in 1963</i>	590	10	1,3	482	75	53	27	136	32	1,4
(2) fonas iš 1 lentelės <i>Background from Table 1</i>	200	4	3,6	200	15	8	0,5	35	26	0,8
(1) K_i	1,4	1,2	3,2	1,1	1,2	3,2	1,5	1,1	1,6	0,5
(2) K_i	4,2	3	1,2	2,6	6	21	84	4,5	1,9	0,8

Žinoma, ir šios reikšmės yra gerokai mažesnės nei 1993 m. (išskyrus amonį). Tarp kitko, koncentracijos koeficientai K_i rodo, kiek kartų jos yra mažesnės už tą „foną“. Sumuodami K_i vertes, didesnes už vienetą, gausime suminio anomalingumo koeficiento A_n vertę (žr. (13), (14) lygtis). Pirmuoju atveju ji bus lygi 6,5. Be to, iš lentelės matyti, kad šiuo atveju A_n vertę lemia gerokai padidėjusios, lyginant su „fonu“, sulfatų ir permanganato skaičiaus vertės. Tačiau jeigu fonu laikysime gamtinę dedamąją, paimtą iš 1 lentelės (antrasis atvejis), koeficiento A_n vertę lems nitratų koncentracija ir iš jos apskaičiuotas šio rodiklio K_i . Kitų rodiklių K_i , išskyrus sulfatus, vertės jokios reikšmės A_n vertei neturės. Dar problemiščiau būtų apskaičiuoti mikroelementų A_n vertę, pavyzdžiui, sunkiųjų metalų, kurių koncentracijos požeminiame vandenyje absoliučia verte yra ne tik labai mažos, bet ir dėl įvairių priežasčių itin svyruoja ir toli gražu ne visada yra patikimos. Tuo tarpu būtent jos ir lemtų suminio anomalingumo koeficiento A_n vertę.

Gruntinio vandens taršos anomalijoms kartografuoti, kai faktinės medžiagos yra labai daug, dažniausiai taikomas minėtas kraiginio metodas. Dirbant šiuo metodu galima atsižvelgti ne tik į faktines kartografuojamų rodiklių (koncentracijų, suminių anomalingumo koeficientų) vertes, bet ir į jų išsidėstymą kartografuojamame plote. Be to, šiuo metodu, kaip minėjome, gali būti apskaičiuoti kraiginio vidurkiai ir jų patikimumo ribos. Šiuo metodu kol kas buvo įvertinti pagal ES direktyvos reikalavimus tik viršutinio paleozojaus hidrodinaminės sistemos

požeminio vandens išteklių (Gregorauskas ir kt., 2003).

Gruntinio vandens taršos anomalijų kartografavimui kraigingo metodas gana dažnai naudojamas kartu su faktorine analize. Šiuo būdu galima ne tik išryškinti sietį tarp gruntinio vandens cheminės sudėties rodiklių, bet kartais nustatyti net jo taršos priežastis bei identifikuoti tokios taršos šaltinius. Tokio faktoriinės analizės taikymo pavyzdys parodytas 8 lentelėje.

8 lentelė. Gruntinio vandens cheminės sudėties rodiklių verčių faktoriinės analizės rezultatai Šiauliuose (Klimas, 1996).

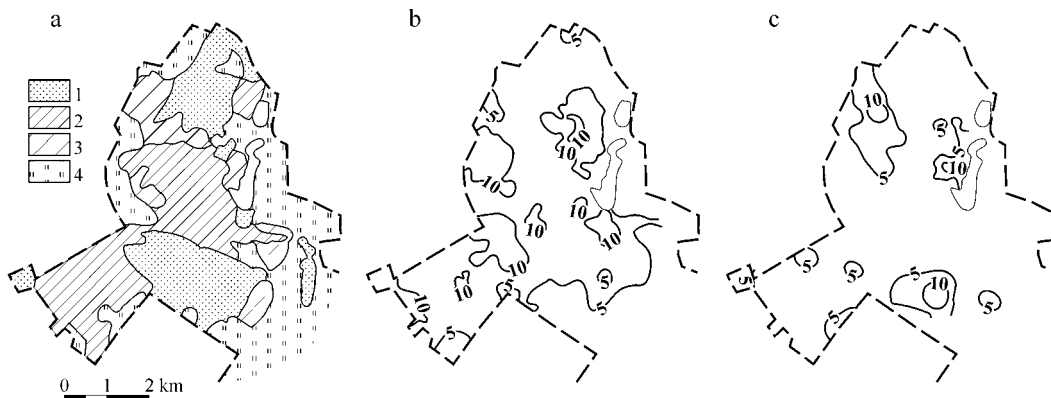
Table 8. Results of factorial analyse of constituents of shallow groundwater chemistry in Šiauliai (Klimas, 1996).

Rodiklis Constituents	Faktoriai / Factors			
	1	2	3	4
BM	0,893	0,224	-0,099	0,145
BK	0,861	-0,101	-0,153	0,336
PS	0,167	0,872	-0,005	0,034
HCO ₃ ⁻	0,523	0,085	-0,667	0,282
Cl ⁻	0,764	-0,056	0,370	0,087
SO ₄ ²⁻	0,638	0,343	-0,033	-0,135
NO ₃ ⁻	0,400	-0,448	0,525	0,290
NO ₂ ⁻	-0,065	0,203	0,660	0,111
Ca ²⁺	0,861	-0,086	-0,247	-0,123
Mg ²⁺	0,059	-0,009	0,081	0,964
NH ₄ ⁺	-0,001	0,685	0,114	-0,019

Jau iš pirmo žvilgsnio šioje lentelėje matyti, kad pirmasis faktorius jungia tokius tarpusavyje glaudžiai susijusius rodiklius, kaip bendroji mineralizacija, bendrasis kietumas, kalcis, chloridai, sulfatai. Gana akivaizdus priežastinis ryšys tarp permanganato skaičiaus, amonio ir iš dalies nitratų antrajame ir nitratų–nitritų trečiajame faktorių grupėse – visi šie rodikliai susiję su organinės medžiagos ir azoto junginių transformavimusi požemyje. Lengvai paaškinamas ir atvirkštinis hidrokarbonatų ryšys su nitratais–nitritais (trečiasis faktorius) – hidrokarbonatai yra pagrindinis denitrifikacijos produktas. Į atskirą ketvirtojo faktoriaus grupę išskiriamas magnis, nors genetiškai jis turėtų būti pirmojo faktoriaus sudėtyje. Taigi būtų logiška sujungti pirmą ir ketvirtą bei antrą ir trečią faktorius.

Apskaičiavus suminio anomalingumo koeficientus šioms dviem faktorių poroms ir pasitelkus kraigingo metodą buvo išryškintos gruntinio vandens pramoninės ir komunalinės–buitinės taršos anomalijos Šiauliuose (2 pav.).

Faktoriinės analizės ir kraigingo metodais išryškintos dvi pramoninės anomalijos rytinėje ir trys – pietvakarinėje miesto dalyse. Jos ne tik sutampa su pagrindiniais miesto pramonės rajonais, bet ir yra „pasisilinkusios“ gruntinio vandens srauto kryptimi. Todėl kitame šių autorių straipsnyje tokie „pasisilinkę“ anomalijų plotai siejami su taršos migracija už pramonės rajonų – taršos židinių ribų. Komunalinės–buitinės taršos anomalijos, kaip matyti, yra ne tokios kontrastingos. Jos praktiškai sutampa su individualios statybos kvartalais, ypač su tais, kuriuose vandentiekio ir kanalizacijos nėra.



2 pav. Gruntinio vandens taršos anomalijos Šiauliuose: a – urbanizacijos schema, b, c – pramoninės ir komunalinės–buitinės taršos suminių anomalingumo koeficientų izolinijos (1 – pramonės rajonai, 2, 3 – gyvenamieji naujos ir senos statybos rajonai, 4 – žalieji plotai).

Fig. 2. Anomalies of pollution of shallow groundwater in Šiauliai: a – map of urbanization, b, c – isoclines of anomaly coefficients of industrial and household pollution (1 – industrial areas, 2, 3 – new and old residential areas, 4 – green areas).

Apibendrinimas

Faktų analizė rodo, kad tik požeminio vandens lygių formavimuisi būtina ir pakankama atskaitos sistema gali būti gamtinė jų dedamoji, t.y. požeminio vandens lygio padėtis natūraliomis, gamtinėmis, sąlygomis. Tačiau gruntinio, kartais ir tarpsluoksninio vandens gamtiniai, nepažeisti, lygiai miestuose nėra žinomi. Mat gruntinio vandens lygio padėtį miestuose dažnai pakeičia vandens patvanka, o tarpsluoksninio – eksploatavimas. Todėl gruntinio vandens patvanką galima aptikti lyginant kuo senesnius jo lygio matavimo duomenis su naujausiais duomenimis. Žinoma, didelę, kelių metrų, gruntinio vandens patvanką nesunku pastebėti ir iš šio vandens srauto deformacijų. Tarpsluoksninio vandens pjezometrinio lygio gamtinę padėtį galima rekonstruoti iš senų gręžinių vandens lygio matavimo bei požeminio vandens eksploatavimą dažniausiai lenkiančių jų išteklių paieškos, žvalgybos duomenų. Šią metodiką galima panaudoti ir priešingo ženklo lygio kaitos problemoms spręsti – gruntinio ir apskritai požeminio vandens lygio pažemėjimui miestuose nustatyti.

Atskaitos sistemos parinkimas požeminio vandens hidrocheminės būklės vertinimui priklauso nuo tokios būklės vertinimo tikslo. Tik nedidelio masto ar pradinio taršos etapo diagnostikai tikslinga ieškoti šios būklės gamtinės dedamosios, t.y. hidrocheminio fono. Tačiau parenkant tokį foną reikia atsižvelgti į gamtinių sąlygų arba veiksnių skirtumus – vandeninių gruntų, landšaftų skirtumą. Kartografuojant gruntinio vandens taršos anomalijas miestuose hidrocheminių duomenų apdorojimui ir analizei dažnai pasitelkiami statistiniai metodai. Todėl atskaitos sistemomis gali būti, pavyzdžiui, apatinė fono riba, apskaičiuojama vadinamuoju dviejų sigmų metodu, arba 10% ir 20% percentilės, o labai intensyvios taršos anomalijos geriausiai išryškėja šiam tikslui naudojant vidurkines ar medianines taršos rodiklių vertes. Šį metodą dažniausiai pasitelkiame apibendrintiems technogeninės taršos rodikliams – suminiams anomalingumo koeficientams – apskaičiuoti ir užteršto gruntinio vandens poveikiui giliau slūgsantiems gėlo požeminio vandens sluoksniams, kuriuos eksploatuoja miestų vandenvietės, įvertinti.

Literatūra

- Directive** 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy.
- Gregorauskas M.** (1999). Teršiančių medžiagų sklaidos požeminiame vandenyje prognozė. *Lietuvos mokslas: Geomokslai*, Vilnius, p. 269–286.
- Gregorauskas M., Klimas A., Plankis M.** (2003). Požeminio vandens išteklių vertinimas pagal 2000/60/EC direktyvą. *Geologijos akiračiai* 3(51).
- Jurkštas J.** (1990). Senojo Vilniaus vandenys, Vilnius: Mokslas.
- Klimas A.** (1994). Fresh Groundwater Quality Formation Regularities under Technogenic Impacts, *Scientific papers* 5, p. 1–56.
- Klimas A.** (1996). Methodology for Mapping Shallow Groundwater Quality in Urbanized Areas: A case study from Lithuania, *Environmental Geology*, Vol. 27, No 4, p. 320–328.
- Klimas A.** (1999). Požeminio vandens eksploatacijos poveikis aplinkai Lietuvoje, *Litosfera* 3, p. 88–97.
- Klimas A.** (1999). Bendra geriamojo vandens kokybė, pastangos optimizuoti vandenviečių naudojimą, dabartinė gruntinio vandens monitoringo programa ir Vilniaus hidrogeologijos pasiūlymai eksploatuojant vandenvietes ir atliekant jų monitoringą. *Seminaro „Vilniaus miesto geriamojo vandens kokybė ir vandenviečių apsauga“ praneš. rinkinys*. Vilnius: Technika, p. 13–20.
- Klimas A., Gregorauskas M.** (2002). Groundwater Abstraction and Contamination in Lithuania as Geoindicators of Environmental Change, *Environmental Geology*, Vol. 42, No 7, p. 767–772.
- Klimas A., Zuzevičius A.** (1998). Svarbiausi technogeniniai hidrogeologiniai procesai ir jų matematiniai modeliai, *Geologija* 23, p. 130–138.
- Kondratas A.** (2001). Antropogeninis poveikis Lietuvo gėlo požeminio vandens kokybei, Vilnius.
- Matschulat J., Tobschall H. J., Voigt H.–J.** (1997). Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse im Atmo-, Podo- und Hydrosphaere, Berlin: Springer-Verlag. usw.
- Mičiudienė V.** (1994). Gruntinio vandens cheminė sudėtis ir kokybė, *Geologijos akiračiai* 4(16), p. 79–83.
- Sakalauskas V.** (1998). Statistika su statistika. Vilnius: Margi raštai, p. 44–59.
- Voigt H.–J., Wippermann Th.** (1998). Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Berlin: Springer-Verlag. usw.
- Иодказис В. И., Палтанавичюс Ю. П.** (1971). К вопросу определения гидрохимического фона подземных вод зоны интенсивного водообмена Южной Прибалтики. *Вопросы использования и охраны подземных вод Южной Прибалтики: Тр. ЛитНИГРИ* 17, с. 107–119.
- Микалаускас В. В.** (1976). Охрана подземных вод Литовской ССР, Вильнюс.

Algirdas Klimas, Mantas Plankis
Vilnius Hydrogeology Ltd, Vilnius

Algirdas Zuzevičius, Jonas Diliūnas, Gediminas Čyžius
Institute of Geology and Geography, Vilnius

Natural constituent in urban groundwater formation

Summary

Urbanization impacts groundwater levels and chemistry. Rise of groundwater levels in urban areas or flooding is not a typical phenomenon in Lithuanian towns and cities because the upper part of geological section is usually formed of permeable and well drained soils. Nevertheless, due to the leakage from the sewerage or water supply pipes and mains the groundwater table in certain parts of the studied towns is noticeably elevated. The real extent of this phenomenon can be assessed if we

have the data about groundwater table depths in natural conditions, i.e. before flooding. This data are also necessary for the assessment of the opposite phenomenon – decline of the water table. But due to the groundwater abstraction for drinking water supply groundwater levels in the towns often are lowered. Therefore only old, pre-pumping data are suitable as reference levels in both cases.

Urbanization impact on groundwater quality in the Lithuanian towns is a more acute problem than flooding or groundwater level decline. Shallow water table aquifers are already and seriously polluted almost in all our cities and towns. But the real scale of this phenomenon can be also assessed only if background data on groundwater chemistry are available. In this paper we try to show that such background data or natural constituent of groundwater chemical status is not always necessary. We need it if groundwater pollution is negligible and hardly detectable. Lithuanian and foreign experience shows that in such cases among natural factors of groundwater chemistry formation not only lithology of water bearing soils and rocks but also the character of landscapes should be considered.

Data on groundwater pollution in urban areas usually are statistically treated. If the purpose of this treatment is an assessment of the scale of pollution, some statistical parameters can be used as reference levels. For example, groundwater pollution anomalies can be mapped when reference levels are 10 or 25 % percentiles from the boxplots of pollutant concentration data instead of their natural, background values. Sometimes even arithmetic, geometric or kriging means can be used for this purpose if groundwater pollution is very intensive. This approach is preferable when summarized anomaly coefficients are calculated and summarized anomalies of technogenous groundwater pollution are delineated. Later on those summarized anomaly coefficients are used for simulation of contaminant transport and prediction of deep aquifers pollution.