

Eesti pinnase radooniriski ja looduskiirguse atlas

The Atlas of Radon Risk and Natural Radiation in Estonian Soil

Eesti pinnase radooniriski ja looduskiirguse atlas
The Atlas of Radon Risk and Natural Radiation in Estonian Soil

Eesti pinnase radooniriski ja looduskiirguse atlas
The Atlas of Radon Risk and Natural Radiation in Estonian Soil

Autorid:

Authors:

Valter Petersell
Mark Karimov
Krista Täht-Kok
Mikhail Shtokalenko
Siim Nirgi
Krista Saarik
Heli Milvek

Toimetaja:

Editor:

Rein Koch Füüsika Instituut, Tartu Ülikool
Institute of Physics, University of Tartu

Tõlge:

Translation:

Heidi Elisabet Soosalu Eesti Geoloogiakeskus
Geological Survey of Estonia

Kaane kujundus:

Cover design:

Arseni Karimov

© Keskkonnaministeerium 2017

© Eesti Geoloogiakeskus 2017

ISBN 978-9985-815-89-2



Saateks

Siin avaldatud pinnase radooniriski Atlas on Eestis esmakordne. Atlase koostamise tingis vajadus informeerida Eesti elanikkonda, et kuulume Euroopa kõrgema radooniriskiga riikide hulka.

Atlases vaadeldav radoon (^{222}Rn) on radioaktiivne vääriskaas, loodusliku uraani isotoobi (^{238}U) radioaktiivlagunemise rea tütarisotoop, mille jätkuval lagunemisel kuni stabiilse plii (^{206}Pb) moodustumiseni tekib järjestikku 7 lühiajalist, aga samuti kõrgradioaktiivset, kuid juba tahkes olekus esinevat isotoopi (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po). Käesolevas atlases ei ole vaadeldud tooriumi lagunemisrea radooni isotoopi torooni (^{220}Rn), mis on samuti kõrgradioaktiivne, kuna selle eluiga (poolestusaeg 56 sekundit) on radooni (^{222}Rn) elueast (poolestusaeg 3,82 päeva) palju lühem.

Radoon on kantserogeenne ja mutatsioone tekitav gaasina leviv element, mis võib koguneda ruumide siseõhku. On tuvastatud, et radoon on suitsetamise järel teisel kohal olev kopsuvähi põhjustaja. Viimaste uuringute andmete põhjal saab öelda, et kõrgendatud ja kõrge Rn-sisaldus soodustab samuti luukoe hõrenemist, valgeveresust jt terviseprobleeme.

Maailma terviseorganisatsiooni (WHO) juhtivad teadlased on jõudnud järeldusele, et kopsuvähi tekkimise oht suureneb statistiliselt olulisel määral, kui Rn-tase ruumide õhus (aasta keskmisena) on suurusjärgus 100 Bq/m³. Nad juhivad tähelepanu, et enamuse Rn poolt põhjustatud kopsuvähi juhte langeb tingimustesse, kus aasta keskmine Rn-sisaldus eluruumide õhus jääb vahemikku 100–300 Bq/m³. Põhjus ei ole selles, et selline Rn sisaldus on kõige ohtlikum, vaid selles, et taolised tingimused on kõige sagedasemad. Kui Rn-sisaldus ületab 300 Bq/m³ piiri, on tegemist juba kõrge Rn-riski tasemega ja selle vastu tuleks rakendada asjakohaseid Rn-sisaldust vähendavaid meetmeid.

Ruumide siseõhu radooni põhiliseks allikaks on ehitiste all erinevatel sügavustel pinnases levivad uraani sisaldavad mineraalid. Viimastes tekkiv radoon satub ehitistesse migratsiooni tulemusena koos teiste pinnases liikuvate gaasidega.

Eesti Geoloogiakeskus (EGK) alustas radooniga seotud probleemide uurimist koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudi (SSI), Rootsi Geoloogiateenistuse (SGU) ning Eesti Kiirguskeskusega (EKK) möödunud sajandi viimastel aastatel.

Kuni käesoleva ajani on EGK mõõtnud pinnaseõhus ^{222}Rn ja pinnases ^{226}Ra ($e\text{U}$), ^{232}Th ($e\text{Th}$) ja kaaliumi radioaktiivse

isotoobi ^{40}K ($e\text{K}$) sisaldust enam kui 2000 uuringupunktis, selgitanud pinnaseõhus Rn käitumist ajas erinevates geoloogilistes tingimustes ning koos Keskkonnaameti kiirgusosakonnaga mõõtnud radoonisisaldust enam kui 5500 ruumi siseõhus.

Eesti territooriumi pinnaseõhus varieerub Rn-sisaldus enamasti 23–75 kBq/m³ piirides, kuid võib ületada kohati isegi 500 kBq/m³ piiri. Kõrge ja eriti kõrge Rn-riskiga alad on iseloomulikud Põhja-Eesti klindivööndile Narvast Pakri saarteni, eelkõige aga graptoliitargilliidi ja fosforiidi avamusaladele ning nende purru- ja peeneserikka pinnakatte levilatele. Kõrge Rn riskiga (>50 kBq/m³) alasid esineb ka Lõuna-Eestis (Luunja, Põlva, Tõrva, Viljandi jt piirkondades), harvemini hajutatult mujal Eestis. Kõrge ja eriti kõrge Rn-riskiga pinnasele ehitamisel tuleb rakendada radooni takistavaid meetmeid, et see ei pääseks majade siseõhku.

Siseõhu radoonisisalduse mõõtmiste põhjal, mida on ülekaalukalt tehtud Harjumaal ja Põhja-Eestis, ületab ligi 14% juhtudel siseõhu radoonisisaldus 300 Bq/m³ ja 2% – 1000 Bq/m³. Harvematel juhtudel esineb ka kordades suuremaid väärtusi.

Euroopas on eluruumide Rn-sisalduse aritmeetiline ja geomeetiline keskmine riigiti varieeruv, väikseim on see Inglismaal (vastavalt 20 ja 14 Bq/m³) ja suurim Soomes (120 ja 84 Bq/m³). Teostatud uuringute andmetel on Eesti eluruumide siseõhu Rn keskmine aritmeetiline ja geomeetiline sisaldus vastavalt 213 ja 80 Bq/m³. Kohati lisandub Eestis pinnaseõhu kõrgele radooni kontsentratsioonile ka kõrge looduskiirguse tase.

Atlasesse koondatud info on küll ülevaatlik ja suunav, kuid samas ikka veel tagasihoidlik. Haigestumiste vähendamiseks on igati vajalik jätkata radoonialaseid uuringuid. Täiendatud andmed annavad võimaluse rakendada siseruumide õhu radoonisisaldust minimeerivaid meetmeid efektiivsemalt, esmajärjekorras kõrge ja eriti kõrge Rn-riski piirkondades. Peaksime teadvustama, et tuleks pidevalt tegeleda eluruumide (elu-, olme- ja tööruumide) siseõhu Rn-taseme vähendamisega, kui soovime jõuda WHO soovitude tasemele. Uuringute käigust ja nende tulemustest peaks alati teavitama nii konkreetset omavalitsust ja selle elanikkonda kui ka laiemat üldsust.

Head tahet, jätkuvat visadust ja rahuldavaid tulemusi radooni mõju minimeerimisel Teie kodudes!

Foreword

The Atlas of Radon Risk in Estonian Soil and Natural Radiation has now been published for the first time in Estonia. It has been compiled to inform the general public that Estonia is one of the countries with highest radon risk in Europe.

Radon discussed in this atlas (^{222}Rn) is a radioactive noble gas. It is a daughter isotope in the decay chain of natural U isotope (^{238}U). Through its subsequent decay of uranium into stable lead (^{206}Pb), seven highly radioactive solid isotopes with a short life span are produced: ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po . This atlas does not deal with Rn formed in the Th decay chain, nor the highly radioactive isotope ^{220}Rn (thoron), as its lifetime is much shorter than that of ^{222}Rn (half-life of 56 seconds vs of 3.82 days).

Radon is a carcinogenic gaseous element, which causes mutations. It may accumulate into indoor air and has been identified as the second leading cause of lung cancer after smoking. Recent studies have shown that high or increased level of Rn can also cause bone tissue rarefying, leukaemia and other health disorders.

Leading WHO scientists have concluded that the risk for developing lung cancer increases in a statistically significant amount, when the annual average concentration of indoor Rn is at the level of the order of 100 Bq/m³. They point out that most lung cancer incidents caused by Rn are related to average annual Rn concentration of 100–300 Bq/m³ in indoor air of dwellings. This does not occur because such concentration is most harmful, but because it is the commonest. If the concentration of Rn is above 300 Bq/m³, the Rn risk is high and should be reduced.

The principal source of indoor Rn is uranium-bearing minerals at various depths in the soil beneath buildings. Radon formed in these minerals enters constructions by migrating in the soil together with other gases.

Investigations of these problems were launched at the Geological Survey of Estonia (EGK) in the 1990s in co-operation with the Swedish Radiation Safety Authority, Geological Survey of Sweden and Estonian Radiation Protection Centre.

Until presently, EGK has measured the concentration of ^{222}Rn in soil air and ^{226}Ra ($e\text{U}$), ^{232}Th ($e\text{Th}$) and ^{40}K , a radioactive isotope of K ($e\text{K}$) in soil at more than 2000 study points. Besides, the behaviour of ^{222}Rn in soil air under different geological conditions has been investigated, and concentration of Rn in the indoor air of over 5500 rooms has been determined in cooperation with the Radiation Department of the Environmental Board.

On the territory of Estonia, the concentration of ^{222}Rn in soil air is mainly 23 to 75 kBq/m³, exceeding 500 kBq/m³ in places. Areas of high and very high Rn risk are characteristic for the North Estonian Klint belt, from the Narva Town in the east to the Pakri Islands in the west. Above all this is valid for outcrop areas of graptolite argillite and phosphorite and for areas of Quaternary deposits rich in clastic fragments of the above-mentioned rocks. High Rn risk areas (>50 kBq/m³) occur also in southern Estonia, in the surroundings of Luunja, around the towns of Põlva, Tõrva and Viljandi and in other districts, less frequently elsewhere on mainland Estonia. When constructing on soil with high or very high Rn risk, means for blocking radon have to be applied in order to prevent it from entering indoor air

Measurements of indoor air radon, dominantly conducted in the Harjumaa County and north Estonia, show that radon concentration exceeds 300 Bq/m³ in 14% of the cases and 1000 Bq/m³ in 2% of them. In rare cases, even higher values are observed.

Arithmetic and geometric mean concentrations of ^{222}Rn in dwellings of European countries vary, being the lowest in the United Kingdom (20 and 14 Bq/m³, respectively) and the highest in Finland (120 and 84 Bq/m³). The results of investigations show that the above parameters are 213 and 80 Bq/m³ in Estonia. In places, high concentration of Rn in soil air is supplemented by a high level of natural radiation.

The information assembled in this atlas provides a general review on Rn risk but needs, however, further complementing. To reduce the risk of health hazards, it is important to continue studies on Rn. Complemented data makes it possible to apply measures for mitigating radon concentration in indoor air in an effective manner, particularly in the regions with high or very high Rn risk. It is important to understand that the indoor Rn level of buildings (residential, household and business premises) should be constantly reduced to reach the levels recommended by WHO. Investigations and their results should be continuously reported to the local authorities, to the residents as well as to the general public.

We wish everybody good will and persistence in effectively mitigating the impact of indoor Rn in your homes!

Rein Koch

Valter Petersell

Terminid

Bekerell (Bq)	Aktiivsuse ühik, mida kasutatakse radionukliidi aktiivsuse tähistamiseks. 1 Bq = 1 tuumalagunemine sekundis. Radooni-sisalduse mõõtmiseks õhus kasutatakse tavaliselt mõõdühikut Bq/m ³ ; pinnaseõhus – kBq/m ³ , ja vees – Bq/l.
eK	⁴⁰ K järgi arvutatud K-sisaldus, lähtudes sellest, et looduslik kaalium koosneb kolmest isotoobist (³⁹ K + ⁴¹ K + ⁴⁰ K) ning ⁴⁰ K osakaal on 0,012%.
Emanatsioon Emanatsioonifaktor ehk -koefitsient (e)	Radooni väljumine mineraalteradest teradevahelisse pooriruumi. Mineraalteradest teradevahelisse pooriruumi väljuva (emaneeruva) radooni suhe kogu terades radiumi lagunemisel tekkiva radooni vastu (vt ptk 1.3).
Eriaktiivsuse indeks	Ehitusmaterjali radioaktiivsust iseloomustav dimensioonitu suurus. Ehitusmaterjalide jaoks seatud eriaktiivsuse indikaativne tase on 1 (Kiirgustöötaja... 2016), selliseid materjale ei saa kasutada ilma täiendava hinnanguta (Specific Safety... 2015). Nimetatakse ka aktiivsuskontsentratsiooni indeksiks.
eTh eU	²³² Th-ga tasakaalus olev (ekvivalentne) Th-sisaldus. ²³⁸ U-ga tasakaalus olev (ekvivalentne) ²³⁸ U-sisaldus.
Litotüüp Looduskiirgus	Atlasel kasutusel olevad Kvaternaari setete üldistatud litoloogilised erimid (vt ptk 5.2). Looduses esinevate kiirgusallikatega kaasnev kiirgus (kosmiline kiirgus, maapinna ja inimorganismis olevate radionukliidide poolt põhjustatud radioaktiivne kiirgus). Käesolevas atlasel mõeldakse looduskiirguse all ²³⁸ U ja ²³² Th radioaktiivrea elementide ning ⁴⁰ K radioaktiivlagunemisega kaasneva kiirguse summat (Kiirgustöötaja... 2016).
Poolestusaeg	Aeg, mille jooksul radioaktiivlagunemise tulemusel muundub pool algsetest radionukliididest (aatomtuumadest).
Radionukliidid Radioaktiivne kiirgus	Aatomtuumad, mis on võimelised spontaanselt lagunema. Radioaktiivse lagunemisega kaasnev elementaarosakeste või aatomituumade voog (VE 2006), üks ioniseeriva kiirguse alaliike.
Radoon (Rn)	U-rea isotoopide ²³⁸ U ja ²³⁵ U ning tooriumi isotoobi ²³² Th radioaktiivlagunemisel tekkiva radooni isotoopide ühishnimetus. Käesolevas atlasel vaadeldakse radoonina selle isotoopi ²²² Rn (vt pt 1).
Radooniohtlik pinnas	Radooniohtlikuks liigitatakse sellised looduslikud pinnased, kus radoonisisaldus 1 m sügavusel pinnaseõhus ületab 50 kBq/m ³ .
Radooniohutase	Kokku eristatakse 4 pinnaseõhu radooniohutaset: 1) 0–10 kBq/m ³ madal; 2) 10–50 kBq/m ³ normaalne; 3) 50–250 kBq/m ³ kõrge ja 4) > 250 kBq/m ³ ülikõrge.
WHO viitetase	WHO (2009) poolt tunnustatud elu-, olme- ja tööruumide siseõhu Rn-sisaldus aasta keskmisena kuni 100 Bq/m ³ , mille ületamine on tungivald ebasoovitav, kuna sellest tasemest kõrgemad sisaldused avaldavad märkimisväärset negatiivset mõju tervisele.
Siseõhu viitetase	Rn-sisaldus aasta keskmisena 300 Bq/m ³ , mida BSS direktiivi kohaselt ei tohi EL liikmesriigid ületada.
Siivert (Sv)	Efektiiv- ja ekvivalentkiirgusdoosi ühik. Gammakiirguse puhul on 1 Sv selline (ekvivalent-) doos, mida põhjustab neeldunud kiirgusdoos 1 grei (1 Gy = 1 J/kg).
Tütarelemendid Uraan (U) Valdav sisaldus	²³⁸ U, ²³⁵ U ja ²³² Th radioaktiivlagunemisrea tütarisotoobid. Isotoopide ²³⁸ U (99,28%) ja ²³⁵ U (0,72%) summa. Sisaldus alates geomeetrilise keskmise sisalduse ja geomeetrilise standardhälbe jagatisest kuni geomeetrilise keskmise sisalduse ja geomeetrilise standardhälbe korrutiseni ($x_g : s_g$ kuni $x_g \times s_g$). Selline intervall hõlmab 68,3% juhuslikest sisaldustest looduslikes geoloogilistes kehades.

Glossary

Becquerel (Bq)	The unit defining the activity of a radionuclide. 1 Bq = 1 decay per second. Radon concentration in air is typically measured in Bq/m ³ ; in soil air in kBq/m ³ , and in water in Bq/l.
eK	K concentration calculated from ⁴⁰ K, presuming that natural potassium consist of three isotopes (³⁹ K + ⁴¹ K + ⁴⁰ K) and that the percentage of ⁴⁰ K is 0.012%.
Emanation Emanation factor (e)	Emission of radon from mineral grains into the pore room between the grains. Relation between radon emitted (emanated) from mineral grains into the pore room and total radon formed in grains in decay of radium (see Ch. 1.3).
Activity Concentration index	Dimensionless value characterizing radioactivity of building material. An indicative value of activity concentration index for building materials is 1 (Kiirgustöötaja... 2016). It is not permitted to use such materials without further assessment (Specific Safety ... 2015).
eTh eU	Th concentration in equilibrium with ²³² Th (equivalent). ²³⁸ U concentration in equilibrium with ²³⁸ U (equivalent).
Lithotype Natural radiation	Generalized lithological varieties of Quaternary sediments used in this atlas (see Ch. 5.2). Radiation related to sources of radiation occurring in the nature (cosmic radiation, radioactive radiation caused by radionuclides in the ground and in human organisms). In this atlas natural radiation is considered as the sum of radiation related to the elements in the radioactive series of ²³⁸ U and ²³² Th and to the radioactive decay of ⁴⁰ K (Kiirgustöötaja... 2016).
Half-life	Time period during which half of the original radionuclides (atomic nuclei) transform in radioactive decay.
Radionuclides Radioactive radiation	Atomic nuclei capable of spontaneous decay. Flow of element particles or atom nuclei related to radioactive decay (VE 2006), one subtype of ionizing radiation.
Radon (Rn)	Collective name for radon isotopes, radon – ²²² Rn, actinon – ²¹⁹ Rn and thoron – ²²⁰ Rn, formed in radioactive decay of the U series isotopes ²³⁸ U and ²³⁵ U, and of thorium isotope ²³² Th. In this atlas radon is treated as radon in its stricter sense, ²²² Rn.
Soil with radon risk	Such natural soils are considered having radon risk, in which radon concentration exceeds 50 kBq/m ³ at 1 m depth.
Level of radon risk	There are five levels of radon risk: 1) 0–10 kBq/m ³ low; 2) 10–30 kBq/m ³ normal; 3) 0–50 kBq/m ³ elevated; 4) 50–250 kBq/m ³ high and 5) > 250 kBq/m ³ very high.
WHO reference level	Reference level 100 Bq/m ³ , recommended by WHO (2009). Values higher than this pose a considerable negative effect on human health.
Indoor reference level	Annual average of indoor Rn concentration, 300 Bq/m ³ . By BSS directive, this level should not be exceeded in the EU member states.
Sievert (Sv)	The unit of effective and equivalent radiation dose. In the case of the gamma radiation 1 Sv is equivalent to absorbed dose of 1 gray (1 Gy = J/kg).
Daughter elements Uranium (U) Prevailing concentration	Daughter isotopes in the radioactive decay series of ²³⁸ U, ²³⁵ U and ²³² Th. The sum of the isotopes ²³⁸ U (99.28%) and ²³⁵ U (0.72%). Concentration within the interval $x_g : s_g$ to $x_g \times s_g$. Such an interval covers 68.3% of the measured contents. Concentration from the quotient of geometric mean concentration and geometric standard deviation to the product of geometric mean concentration and geometric standard deviation ($x_g : s_g$ to $x_g \times s_g$). Such an interval covers 68.3% of random concentrations in natural geological bodies.

Lühendid

A	<i>eU</i> -sisaldus pinnases, mg/kg või Bq/kg; 1 mg/kg = 12,3 Bq/kg
ρ	Kuivpinnase kompaktna mahukaal (erikaal)
BSS	Nõukogu direktiiv 2013/59/Euratom
C_{Rn}	Pinnase maksimaalne migratsioonivõimelise radooni sisaldus (kBq/m ³), mis kujuneb pinnases sisalduva ²²⁶ Ra arvult (väljendatakse <i>eU</i> kaudu)
<i>e</i>	Rn-emanatsioonifaktor (emanatsioonikoefitsient)
Gsp	Gammaspektromeeter GR320, GR256 või GT40
φ	Pinnase poorsus
RnG	Maksimaalne arvutuslik pinnaseõhu Rn-sisaldus, mis peaks kujunema selles pinnases oleva ²²⁶ Ra radioaktiivlagunemisel ehk gammaspektromeetri mõõtetulemuste (<i>eU</i>) järgi arvatud Rn-sisaldus
RnM	Rn-sisaldus, mis on säilinud pinnaseõhus mõõtmise ajaks kujunenud pinnase aeratsiooni-tingimustel ehk emanomeetriga otsemõõdetud pinnaseõhu Rn-sisaldus
Rn-risk	Gammaspektromeetri (RnG) ja emanomeetri (RnM) mõõtetulemustest maksimaalne sisaldus uuringupunktis
s	Standardhälve
s_g	Geomeetriline standardhälve ehk standardkordaja
x_a	Keskmine aritmeetiline sisaldus
x_g	Keskmine geomeetriline sisaldus
x_{max}	Maksimaalne sisaldus
x_{min}	Minimaalne sisaldus

Abbreviations

A	<i>eU</i> concentration in soil, mg/kg or Bq/kg; 1 mg/kg = 12.3 Bq/kg
ρ	Compact specific weight (relative density) of dry soil
BSS	Council Directive 2013/59/Euratom
C_{Rn}	Maximum concentration of radon capable of migrating (kBq/m ³) in soil, forming at the expense of ²²⁶ Ra (expressed through <i>eU</i>).
<i>e</i>	Rn emanation coefficient (emanation factor)
Gsp	Gamma spectrometer GR320, GR256 or GT40
φ	Soil porosity
RnG	Maximum calculated Rn concentration in soil air, which should form in radioactive decay of ²²⁶ Ra in such soil, or Rn concentration calculated from gamma spectrometer measurements (<i>eU</i>)
RnM	Rn concentration, which has been preserved in soil air in aeration conditions developed in soil by the time of measuring, or Rn concentration in soil air directly measured with an emanometer
Rn-risk	The larger one of the radon concentration value measured at a study point using the two methods, with a gamma spectrometer (RnG) and with an emanometer (RnM)
s	Standard deviation
s_g	Geometric standard deviation
x_a	Arithmetic mean concentration
x_g	Geometric mean concentration
x_{max}	Maximum concentration
x_{min}	Minimum concentration

Sisukord

Sissejuhatus	8
1. Baasinfo	9
1.1 Looduslik radioaktiivsus	9
1.2 Radoon kui keemiline element	11
1.3 Radooni kujunemine pinnaseõhus	11
1.4 Radooni mõju inimese tervisele	12
1.5 Olulisemad loodusliku radioaktiivsusega seotud ohutusnõuded	12
2. Looduslike ja majanduslike tingimuste ülevaade	13
3. Uuritus	15
4. Geoloogilise ehituse põhijooned	16
4.1 Aluskord ja aluspõhi	16
4.2 Pinnakate	18
4.3 Radooni ja looduskiirguse lähteallikad	19
5. Metoodika	25
5.1 Uuringupunktide asukoha valik	25
5.2 Välimõõdistamised	25
5.3 Andmetöötlus	26
5.4 Radooniriski ja looduskiirguse kaardi koostamine	28
6. Radoon pinnaseõhus	31
6.1 Radoonisisaldus pinnaseõhus	31
6.2 Radoonisisaldus pinnaseõhus otsemõõdetult ja <i>eU</i> järgi arvutatud	34
6.3 Radooni monitooring	43
6.4 Olulisemad järeldused	48
7. Pinnase looduskiirgus	49
7.1 ²²⁶ Ra-ga tasakaalus olev uraanisisaldus (<i>eU</i>)	49
7.2 ²³² Th-ga tasakaalus olev kogu tooriumisisaldus (<i>eTh</i>)	51
7.3 ⁴⁰ K-ga tasakaalus olev kaaliumisisaldus (<i>eK</i>)	52
7.4 Looduskiirgus	52
8. Radoon majade siseõhus	67
8.1 Suunavad märkmed	67
8.2 Ruumide siseõhu Rn-sisalduse mõõtmise metoodikast	67
8.3 Radooni levik ruumide siseõhus	68
8.4 Pinnaseõhu ja ruumide siseõhu Rn-sisalduse vahelisest korrelatsioonist	70
Kokkuvõte	77
Soovitused radooniohu vähendamiseks	78
Tänuavaldused	79
Kirjandus	80
Lisad	82

Table of contents

Introduction	8
1. Basic information	9
1.1 Natural radiation	9
1.2 Radon as a chemical element	10
1.3 Formation of radon in soil air	11
1.4 The impact of radon on human health	11
1.5 The most important and safety instructions against radioactivity	12
2. Short overview of natural and economical conditions	13
3. Earlier research	15
4. Main features of geology of Estonia	16
4.1 Basement and bedrock	16
4.2 Sedimentary cover	18
4.3 Sources of radon and natural radiation	19
5. Methodology	25
5.1 Selection of measuring points	25
5.2 Field measurements	25
5.3 Data treatment	26
5.4 Compilation of the radon risk and natural radiation maps	28
6. Radon in soil air	31
6.1 Radon concentration in soil air	31
6.2 Radon concentration directly measured in soil air and calculated from <i>eU</i>	33
6.3 Radon monitoring	43
6.4 Main conclusions	48
7. Natural radiation in soil	49
7.1 Uranium concentration in equilibrium with ²²⁶ Ra (<i>eU</i>)	50
7.2 Total thorium concentration in equilibrium with ²³² Th (<i>eTh</i>)	51
7.3 Potassium concentration in equilibrium with ⁴⁰ K (<i>eK</i>)	51
7.4 Natural radiation	52
8. Indoor radon	67
8.1 Guiding lines	67
8.2 Methodology of measuring Rn concentration in indoor air	67
8.3 Distribution of radon in indoor air	68
8.4 Correlation between radon concentration in soil air and indoor air	70
Summary	77
Recommendations for mitigating the radon risk	78
Acknowledgements	79
Literature	80
Appendices	82

Kaardid

Aluskaardid

- Kaart 4.1 Eesti aluspõhja geoloogiline kaart
- Kaart 4.2 Eesti pinnakatte kaart
- Kaart 4.3 Eesti aluspõhja pealispinna reljeef

Uuringupunktide asukoha kaart

- Kaart 5.1 Uuringupunktide asukohad
- Kaart 5.1.1 Uuringupunktide asukohad. Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond

Eesti pinnase Rn-riski kaart

- Kaart 6.1 Maksimaalne ^{222}Rn -sisaldus pinnaseõhus (kBq/m^3)
- Kaart 6.1.1 Maksimaalne ^{222}Rn -sisaldus pinnaseõhus (kBq/m^3). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
- Kaart 6.1.2 Maksimaalne ^{222}Rn -sisaldus pinnaseõhus, interpolatsioon (kBq/m^3)
- Kaart 6.2 Pinnaseõhus otsemõõdetud ^{222}Rn -sisaldus (kBq/m^3)
- Kaart 6.2.1 Pinnaseõhus otsemõõdetud ^{222}Rn -sisaldus (kBq/m^3). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
- Kaart 6.3 Pinnaseõhu $e\text{U}$ järgi arvutatud ^{222}Rn -sisaldus (kBq/m^3)
- Kaart 6.3.1 Pinnaseõhu $e\text{U}$ järgi arvutatud ^{222}Rn -sisaldus (kBq/m^3). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond

Eesti pinnase looduskiirguse kaart

- Kaart 7.1 Pinnase looduskiirgus (C , mSv/a)
 - Kaart 7.1.1 Pinnase looduskiirgus (mSv/a). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
 - Kaart 7.2 $e\text{U}$ -sisaldus pinnases (mg/kg)
 - Kaart 7.2.1 $e\text{U}$ -sisaldus pinnases (mg/kg). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
 - Kaart 7.3 ^{226}Ra -sisaldus pinnases (Bq/kg)
 - Kaart 7.3.1 ^{226}Ra -sisaldus pinnases (Bq/kg). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
 - Kaart 7.4 $e\text{Th}$ -sisaldus pinnases (mg/kg)
 - Kaart 7.4.1 $e\text{Th}$ -sisaldus pinnases (mg/kg). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
 - Kaart 7.5 $e\text{K}$ -sisaldus pinnases (%)
 - Kaart 7.5.1 $e\text{K}$ -sisaldus pinnases (%). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
 - Kaart 7.6 Pinnase gammakiirgus (G , $\mu\text{Rh/h}$)
 - Kaart 7.6.1 Pinnase gammakiirgus (G , $\mu\text{Rh/h}$). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
- ### Radoon majade siseõhus
- Kaart 8.1 ^{222}Rn -sisaldus elutubade siseõhus (Bq/m^3)
 - Kaart 8.1.1 ^{222}Rn -sisaldus elutubade siseõhus (Bq/m^3). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond
 - Kaart 8.2 ^{222}Rn -sisaldus magamistubade siseõhus (Bq/m^3)
 - Kaart 8.2.1 ^{222}Rn -sisaldus magamistubade siseõhus (Bq/m^3). Tallinna ja Kohtla-Järve piirkond

The maps

Base maps

- Map 4.1 Bedrock map of Estonia
- Map 4.2 Map of sedimentary cover of Estonia
- Map 4.3 Map of bedrock surface relief of Estonia

Map of study point locations

- Map 5.1 Locations of study points
- Map 5.1.1 Locations of study points. Tallinn and Kohtla-Järve area

Soil Rn risk map of Estonia

- Map 6.1 Maximum ^{222}Rn concentration in soil air (kBq/m^3)
- Map 6.1.1 Maximum ^{222}Rn concentration in soil air (kBq/m^3). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 6.1.2 Maximum ^{222}Rn concentration in soil air, interpolation (kBq/m^3)
- Map 6.2 Measured ^{222}Rn concentration in soil air (kBq/m^3)
- Map 6.2.1 Measured ^{222}Rn concentration in soil air (kBq/m^3). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 6.3 ^{222}Rn concentration calculated after $e\text{U}$ of soil (kBq/m^3)
- Map 6.3.1 ^{222}Rn concentration calculated after $e\text{U}$ of soil (kBq/m^3). Tallinn and Kohtla-Järve area

Natural radiation map of Estonia

- Map 7.1 Natural radiation of soil (C , mSv/y)
- Map 7.1.1 Natural radiation of soil (C , mSv/y). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 7.2 $e\text{U}$ content in soil (mg/kg)
- Map 7.2.1 $e\text{U}$ content in soil (mg/kg). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 7.3 ^{226}Ra content in soil (Bq/kg)
- Map 7.3.1 ^{226}Ra content in soil (Bq/kg). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 7.4 $e\text{Th}$ content in soil (mg/kg)
- Map 7.4.1 $e\text{Th}$ content in soil (mg/kg). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 7.5 $e\text{K}$ content in soil (%)
- Map 7.5.1 $e\text{K}$ content in soil (%). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 7.6 Gamma radiation of soil (G , $\mu\text{Rh/h}$)
- Map 7.6.1 Gamma radiation of soil (G , $\mu\text{Rh/h}$). Tallinn and Kohtla-Järve area

Radon in households

- Map 8.1 ^{222}Rn concentration in living rooms (Bq/m^3)
- Map 8.1.1 ^{222}Rn concentration in living rooms (Bq/m^3). Tallinn and Kohtla-Järve area
- Map 8.2 ^{222}Rn concentration in bedrooms (Bq/m^3)
- Map 8.2.1 ^{222}Rn concentration in bedrooms (Bq/m^3). Tallinn and Kohtla-Järve area

Sissejuhatus

Radoon (Rn) on uraani (U) ja vähesel määral tooriumi (Th) radioaktiivsete lagunemisriidade vaheelement. Looduskiirgusena käsitletakse käesoleva atlase kontekstis U, Th ja nende tütarlementide ning kaalium-40 (⁴⁰K) isotoobi radioaktiivse lagunemisega kaasnevat gammakiirgust. Kaasajal on üheselt tõestatud, et Rn koos selle tütarlementidega ning looduskiirgus on vähkkasvajate olulised põhjustajad. Rn on ainukene ²³⁸U-, ²³⁵U- ja ²³²Th-rea tütarlementidest, mis normaaltingimustes esineb gaasilisel kujul. Kuigi radoon on õhust ligi 8 korda raskem väärisgaas, levib ta konvektsiooni tõttu õhu kaudu. Rn on oluline kopsuvähi tekitaja ja jõuab inimorganismi valdavalt hingamisel, vähesel määral vee ja toiduga. Erinevalt Rn mõjust, avaldub looduskiirgus peamiselt gammakiirguse näol rakkude ja DNA mutatsioonide põhjustajana (WHO 2009).

Eesti paikneb Läänemere idakaldal (Joonis 1) ja kuulub Euroopa Liidu (EL) viie kõrgema Rn-riski tasemega riigi hulka (UNSCEAR 2000) (Joonis 2). Euroopa põhjaosa riikidest on Eesti selle näitaja poolest pärast Soomet teisel kohal. Eestis on U-rikkad kivimid laia levikuga. Nendest paljanduvad Põhja-Eesti klindil graptoliitargilliit (varasemalt diktüoneemakilt), oobolusliivakivi ja fosforiit kui ooboluse karbikaante-rikas oobolusliivakivi erim.



Joonis 1. Uuritud ala asendiskeem.
Figure 1. Location of the study area.

Inimese tervisele on ohtlik eelkõige Rn kõrge sisaldus majade elu-, töö- ja olmeruumides.

Majade siseõhu Rn peamiseks allikaks Eestis on majadealuse ja maju ümbritseva loodusliku või täitepinnase kõrge raadium-226 (²²⁶Ra) sisaldus (ehk *eU*¹), mille radioaktiivsel lagunemisel kujunevale radoonile võib lisanduda maja ehitusmaterjalidest ja vähesel määral tarbitavast põhjaveest pärinev Rn. Nagu on tuvastanud Rootsi ja Eesti ühisuuringud (Pahapill 2000, Pahapill *et al.* 2003), ületab Rn-sisaldus Eesti majade siseõhus WHO soovitusliku viite taseme (100 Bq/m³; WHO 2009) kuni 10 korda (vahel ka rohkem) enam kui 1/3 mõõdetud majades.

Pinnases on peamiseks Rn-allikaks U radioaktiivsel lagunemisel tekkiv raadium (²²⁶Ra ehk *eU*). Selle muutlik ja paljudes piirkondades kõrgendatud või kõrge (*eU* > 3,5–4 g/t) sisaldus, positiivne korrelatsioon Rn-sisaldusega majade siseõhus ja samuti pinnase kõrge looduskiirguse tase tingisid Eesti pinnaseõhu Rn-sisalduse ja pinnase looduskiirguse kaardistamise vajaduse. Esimene radoonikaart koostati ajavahemikul 2001–2004 566 väliuuringu punkti andmetel (Petersell jt 2004) ning Eesti Geoloogiakeskuse, Rootsi Kiirguskaitse Instituudi ja Rootsi Geoloogia- ja maanduse ühistööna Rootsis väljatöötatud ja Eesti tingimustele kohaldatud meetodikale tuginedes. Kaardistamise tulemusena selgus, et ligi 1/3 Eesti maismaa pinnasest on radooniohtlik, mille piires ületab Rn-sisaldus radooniohtliku pinnase taset (50 kBq/m³; EVS 840:2017²) kuni 10 ja üksikjuhtudel kuni 40 korda. Ühemõtteline kinnitus saadi ka sellele, et pinnaseõhu ja majade siseõhu Rn-sisalduse vahel on piirkonniti jälgitav positiivne korrelatsioon ning pinnase looduskiirguse tase ületab Põhja-Eesti klindivööndis kohati elamutealuse pinnase kiirgustaseme soovitusliku piiri.

Viimase üheteistkümnepäevase jooksul on Rn ja looduskiirguse taseme uuringuid teostatud erinevatel objektidel (Petersell jt 2004; 2008; Petersell *et al.* 2005). Lisandunud on uuringud Eesti piires enam kui 500 uuringupunktis ja Tallinna piires täiendavalt enam kui 100 uuringupunktis. Samuti on lisandunud erinevates (8 punkti) geoloogilistes tingimustes teostatud monitooringu andmed, üle 5000 ruumi siseõhu ning valikuliste punktide maapinnalähedase õhu Rn-sisalduse mõõtmistulemused. Kõik need andmed võimaldasid oluliselt täpsustada Eesti Rn-riski ja looduskiirguse kaarte, ehitistealuse pinnase Rn-riski taseme hindamise meetodikat ja Rn-riski minimeerivate meetmete valikut.

Uuringute käigus on selgunud, et Rn-sisalduse käitumine pinnaseõhus on väga mitmepalgeline ja raskesti prognoosiv. See sõltub mitte ainult pinnase *eU* sisaldusest, pinnase

Introduction

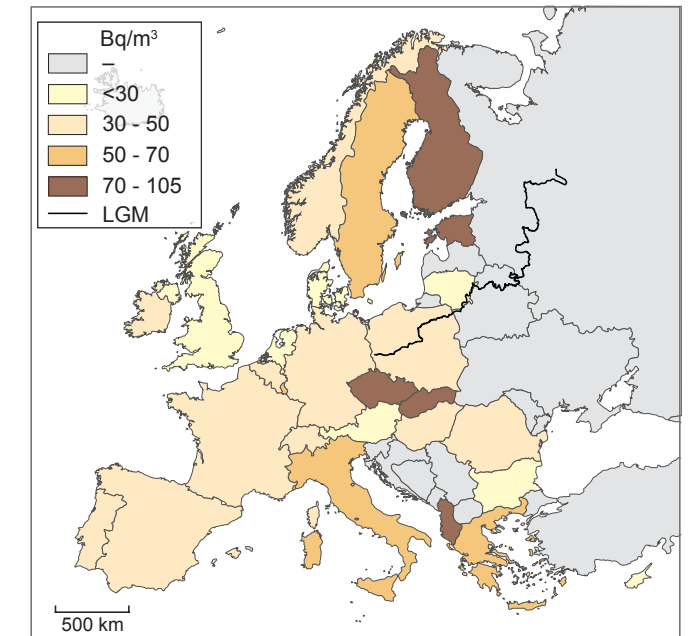
Radon (Rn) is an element in the radioactive decay series of uranium (U), and to a small extent of Thorium (Th). In the context of this atlas natural radiation is considered as gamma radiation related to the radioactive decay of U, Th and their daughter elements, and of potassium isotope ⁴⁰K. It has been unanimously proven that Rn together with its daughter elements and with natural radiation are an essential cause of cancerous tumours. Rn is the only daughter element of ²³⁸U, ²³⁵U and ²³²Th series, which exist in gaseous phase in normal conditions. Albeit radon is a noble gas about eight times heavier than air, it spreads in the air through convection. Rn is an essential cause for lung cancer. It enters into human body principally through inhaling and to a small extent through water and food. Natural radiation has a different effect, with gamma radiation causing mutations of cells and DNA (WHO 2009).

Estonia is located at the eastern shore of Baltic Sea (Figure 1) and is among the five states of highest Rn risk in European Union (EU) (UNSCEAR 2000) (Figure 2). Estonia is the second in this sense among the north European countries after Finland. Uranium-rich rocks are widespread in Estonia. Graptolite argillite (earlier called as dictyonema shale), Obolus sandstone and phosphorite – a variety of Obolus sandstone rich in Obolus shells are exposed along the north Estonian cliff escarpment.

High Rn concentration in accommodations and workspaces is particularly dangerous for human health. The principal source of indoor Rn in Estonia is high concentration of the radium isotope ²²⁶Ra (or *eU*¹) in the ground under and around buildings, being either natural soil or filling material. Rn formed in radioactive decay of ²²⁶Ra may be accompanied with Rn emitted from building materials or to a minor extent Rn arising from groundwater. Swedish-Estonian studies (Pahapill 2000, Pahapill *et al.* 2003) have shown that indoor Rn concentration in Estonian buildings exceeds the recommended reference level of WHO (100 Bq/m³, WHO 2009) ten times (sometimes more) in more than 1/3 of measured buildings.

The principal Rn source in soil is radium that is formed in radioactive decay of uranium. Mapping the Rn concentration in Estonian soil air and the level of natural radiation in soil is motivated by several related aspects: the varying and in many regions elevated or high (*eU* > 3,5–4 g/t) concentration of *eU*, its positive correlation with indoor Rn concentration as well as the high level of natural radiation. The first radon map was compiled for the period 2001–2004 basing on 566 outdoor measuring points (Petersell *et al.* 2004). The used methodology was developed in Sweden in co-operation between the Geological Survey of Estonia, Swedish Radiation Safety Authority and Geological Survey of Sweden and adapted for Estonia. This mapping revealed that about 1/3 of soil in mainland Estonia has radon risk, Rn concentration

in soil air exceeding the limit of soil with radon risk (EVS 840:2017²) up to 10 times and sometimes up to 40 times. It was unequivocally proven that there is a positive correlation between Rn concentration in soil air and indoor air, which can be regionally followed. Also, the level of natural radiation in the north Estonian cliff escarpment zone exceeds at places the recommended level for soil under detached houses.



Joonis 2. Ruumide siseõhu radoonisisalduste geomeetriselised keskmised (Bq/m³) Euroopa riikides (UNSCEAR 2000 andmeil). Joonega on tähistatud Järva (Weichseli) liustiku leviala lõunapiir. Figure 2. Geometric mean radon concentrations (Bq/m³) in indoor air in Europe (compiled from data in UNSCEAR, 2000). Black line shows the southern extent of Weichselian glaciations.

Studies of Rn and natural radiation have been made about different targets during the recent eleven years (Petersell *et al.* 2004, 2005, 2008). Data from more than 500 measuring points have been added through Estonia as a whole, and additionally, from over 100 measuring points within Tallinn. Data have also been added from eight monitoring sites in varying geological conditions, from over 5000 indoor air measurements and from a selection of measuring points for Rn concentration close to the ground surface. All these data made it possible to essentially clarify the maps of Rn risk and natural radiation in Estonia, the methodology of assessing the Rn risk level of soil under buildings and the selection of measures for minimizing Rn risk.

¹ ²²⁶Ra-sisaldus väljendatuna uraanisisalduse kaudu, milleks kasutatakse tasakaalu konstanti.

² Eelmised versioonid: EVS 840:2003 ja EVS 840:2009.

¹ ²²⁶Ra concentration expressed through uranium concentration, assuming that uranium is in natural equilibrium with ²²⁶Ra.

² Former editions: EVS 840:2003 and EVS 840:2009.

litoloogiast, kasvukihi niiskusest, temperatuurist ja teistest meteoroloogilistest tingimustest, vaid samuti sügavamalt migreeruvast radoonist. Pinnase looduskiirguse tase säilib praktiliselt muutumatuna.

Eesti Rn-riski ja looduskiirguse atlas koostatakse esmakordselt eelpool mainitud rikkaliku faktilise materjali baasil ja see hakkab asendama 2004. a koostatud esialgset Rn-riski levilate kaarti. Atlases toodud uuringupunktide koordinaadid on määratud käsi-GPS-ga, täpsusega ±10 m, mis võimaldab neid kasutada praktilises tegevuses. Siinjuures tuleb arvestada, et suurte puude levilatel või tihedalt täisehitatud aladel võib koordinaatide täpsus olla väiksem. Tulenevalt Eesti pinnase Rn-riski taseme suurest heterogeensusest, võib Rn-sisaldus juba mõnekümne meetri kaugusel uuringupunktist olla oluliselt erinev. Eriti kehtib see Põhja-Eesti klindivöödi kohta. Põhjuseks on seal nii pinnakattesetete mitmekesisus kui ka aluspõhjakiivimite lähelisus ja rikketsoonide olemasolu.

Lisaks mainitule tuginetakse atlase koostamisel IAEA ohutusstandardile (*Specific Safety...* 2015) ja WHO soovitudele (2009), samuti EL Nõukogu direktiivile (2013/59/Euratom), Eesti standardile EVS 840:2017 (Juhised... 2017) ja Keskkonnaministri 11. augusti 2010. a määrusest nr 38 (Ohtlike ainete... 2010) arusaamadele, soovitudele ja nõuetele.

1. Baasinfo

1.1 Looduslik radioaktiivsus

Inimene elab katkematus muutliku looduskiirguse väljas, mille põhjustab normaalingimustes maakoorest ja kosmosest pärinev kiirgus. Sellest moodustab täiskasvanud inimesele kosmiline kiirgus kogu looduskiirguse poolt põhjustatud kiirgusdoosist ainult ligi 16,4% (Joonis 1.1). Seega pärineb valdav enamus inimesele mõjuvast looduskiirgusest maakoorest sisalduvate radioaktiivsete elementide radioaktiivlagunemisel tekkinud kiirgusest (*Specific Safety...* 2015).

Pinnas, aluspõhjakiivimid ja vesi sisaldavad vähemal või suuremal määral looduslike pikaajaliste radioaktiivsete elementide, ²³⁸U, ²³⁵U ja ²³²Th, isotoope. Need isotoobid lagunevad aja jooksul spontaanselt uuteks radioaktiivseteks isotoopideks, moodustades nn lagunemisrea, kiirates seejuures alfaoskesi, beeta- ning karakteristlikku röntgenkiirgust. Paljude üleminekutega kaasneb ka gammakiirgus.

Atlase eesmärgiks on informeerida elanikkonda Eesti territooriumi pinnase Rn ja looduskiirguse tasemest ja selle varieeruvusest, samuti Rn ja looduskiirguse kõrgendatud ja kõrge taseme allikatest. Lisaks püütakse Eesti geoloogilisi tingimusi arvestades selgitada ehitistealuse pinnaseõhu Rn-sisaldust, selle käitumist ja kujunemise põhjuseid ning ühtlustada pinnase looduskiirguse taseme olulisemate seaduspärasuste uuringute meetodikat.

Atlase koostamiseks tegi välitöid, kogus ja töötles infot tiitellehel toodud autorite kollektiiv ja lisaks varalähkunud geoloogid Voldemar Mõttus ja Aado Talpas. Kasutatud laboratorsete analüüside tulemused on saadud Kanadas omaaegse AcmeLabs ning selle järglase Bureau Veritas Commodities Canada Ltd laboritest ja Keskkonnaameti Kiirgusosakonna laborist. Viimases on tehtud kõik Rn-sisalduse määrangud elu-, töö- ja olmeruumide siseõhus. Tööde juhendajaks ja vastutavaks täitjaks oli juhtivgeoloog, keskkonnaekspert Valter Petersell (PhD).

Autorid loodavad, et pärast atlase avalikustamist osalevad siin tõstatatud probleemide arutelus aktiivselt elukeskkonna Rn-riski ja looduskiirguse taseme selgitamisega seotud erialateadlased ja tervishoiutöötajad ning aitavad teadlikkuse ja uuringute taseme valdkonnas esinevaid puudujääke ning kitsaskohti. Atlas annab uute elamu- ja projektiteerijatele ja tulevastele majaomanikele võimaluse hinnata kavandatava elukeskkonna looduskiirguse taset ja vajadusel otsustada radoonikaitsemeetmete kasutamise üle.

Iga lagunemisrida lõppeb stabiilse isotoobiga. Radioaktiivsetest elementidest koosneb U valdavalt isotoopidest ²³⁸U (99,28%) ja ²³⁵U (0,72%) ning Th – isotoobist ²³²Th (> 99,9%). Nende isotoopide radioaktiivsel lagunemisel moodustuvad järjestikku tekkivate elementide (tütarelementide) read (Tabel 1.1 ja Tabel 1.2), millest kõik reas tekkivad isotoobid on radioaktiivsed kuni lõppisotoobini, mis on stabiilne.

Nende elementide spontaanne muundumine on tuntud radioaktiivse lagunemisena ja kaasnev elementaarosakeste või aatomtumade voog ning gammakiirgus ioniseeriva kiirgusena. Radioaktiivsete lagunemisriidade elemendid ja nende tütarelemendid on peaaegu kõik metallid. Erandi moodustab ainult nende ridade liige Rn, mis on normaalingimustes gaasilises olekus olev väärismetall ja muutub

Studies have shown that behaviour of Rn concentration in soil air is very varying and difficult to predict. It depends not only on eU concentration in soil, soil lithology, topsoil moisture, temperature and other meteorological circumstances but also on radon migrating from depth. The level of natural radiation in soil is essentially unchanging.

The atlas of radon risk and natural radiation in Estonia is compiled for the first time basing on the above-mentioned ample factual material. It replaces the initial areal Rn risk map from 2004. The co-ordinates of study points in the atlas are defined with a handheld GPS, with an accuracy of ±10 m. This makes it possible to use them for practical purposes. It needs to be taken into account here that in areas with large trees or buildings close to each other the accuracy of coordinates may be lower. Because of great heterogeneity of Rn risk level in Estonian soil, radon concentration may be essentially different from the one at a study point already at a distance of merely a few tens of metres away from the site. This is valid for the north Estonian klint zone in particular. Reason to this is both the great variety of sedimentary cover and cracks in the bedrock together with the existence of fracture zones.

In addition to the above-mentioned, compilation of this atlas is based on the safety standard of IAEA (Specific Safety 2015) and WHO recommendations (2009), as well as on a directive of the Council of EU (2013/59/Euratom), on the Estonian standard EVS 840:2017 (Juhised... 2017) and on the regulation Nr. 38 by the minister of environment on 11 august 2010 (Ohtlike ainete... 2010).

1. Basic information

1.1 Natural radiation

People are exposed to a continuous field of varying natural radiation, which is normally caused by radiation from Earth's crust and space. Cosmic radiation forms only approximately 16.4% of the dose of natural radiation on an adult person (Figure 1.1). Thus, the principal source of natural radiation affecting human beings is radioactive decay of radioactive elements in the crust. (*Specific Safety...* 2015).

The soil, bedrock and water contain to a smaller or larger extent long-lived isotopes of radioactive elements, ²³⁸U, ²³⁵U and ²³²Th. These isotopes decay spontaneously in time, forming a so-called radioactive decay chain, radiating alpha or beta particles and characteristic X-radiation. Many transformations are also accompanied by gamma radiation.

The purpose of the atlas is to inform the public of level and variation of Rn and natural radiation within Estonian territory, as well as of sources of elevated and high level of Rn and natural radiation. A simultaneous aim is to determine Rn concentration in soil under constructions, its behaviour and causes of formation in Estonian circumstances and to harmonize the methodology of studying the most essential regularities of natural radiation in soil.

Fieldwork, data collection and analysis has been made by the authors mentioned on the title page and late geologists Voldemar Mõttus and Aado Talpas. Laboratory analyses have been conducted in Canada in the laboratories of AcmeLabs, later Bureau Veritas Commodities Canada Ltd and in the laboratory of the Radiation Department of the Estonian Environmental Board. The latter has made all the analyses of Rn concentration in indoor air of dwellings, workspaces and service premises. The supervisor and principal investigator has been leading geologist and environmental specialist Valter Petersell (PhD).

The authors wish that after the publication of this atlas, specialists and healthcare workers in fields related to determining Rn risk and the level in natural radiation in living environment would participate actively in discussion on problems presented here, and would also assist in abolishing shortcomings and bottlenecks in awareness and research of natural radiation. This atlas provides an opportunity for developers of new residential areas and becoming house owners to assess the level of natural radiation in planned living environment, and if necessary, to make decisions on the use of means for mitigating radon risk.

Each decay chain terminates with a stable isotope. Uranium consist principally of the isotopes ²³⁸U (99.28%) and ²³⁵U (0.72%), and thorium of the isotope ²³²Th (> 99.9%). A series of (daughter) elements is formed in radioactive decay of these isotopes (Tabel 1.1 and Table 1.2). All the isotopes in these two series are radioactive, until the final isotope, which is stable.

Spontaneous transformation of these elements is known as radioactive decay, and the flux of elementary particles or atomic nuclei and gamma radiation as ionizing radiation. The elements of the radioactive decay series and their daughter elements are almost all metals. The only exception is Rn, which is a noble gas existing in gaseous state in normal conditions, solidifying first at the temperature –71 °C. In

tahkeks alles -71°C juures. Mainitud radioaktiivsete elementide poolt põhjustatud kiirgusele lisandub kiirgusdoosi (maakoorest pärineva osa) olulise tekitajana ainult kaaliumi isotoobi kaalium-40 (^{40}K) radioaktiivse lagunemisega kaasnev gammakiirgus. Nende kolme elemendi, uraani, tooriumi ja kaaliumi summaarset kiirgust vaadeldakse keskkonna- nõuetest lähtudes ka looduskiirgusena kitsamas mõttes.

Ioniseeriva kiirguse taset hinnatakse selle tekitatava (ekvivalent) doosikiiruse abil, mida mõõdetakse SI-süsteemis ühikuga siivert ajahüki kohta (nt $\mu\text{Sv/h}$). Nendes ühikutes väljendatakse samuti ioniseeriva kiirgusega kaasnevat tervisele ohtuid (sihtarv) ja ohtlikke (piirarv) doosi väärtusi.

Tabel 1.1. Uraan-238 (^{238}U) radioaktiivlagunemise rida
Table 1.1. The radioactive decay series of uranium-238 (^{238}U)

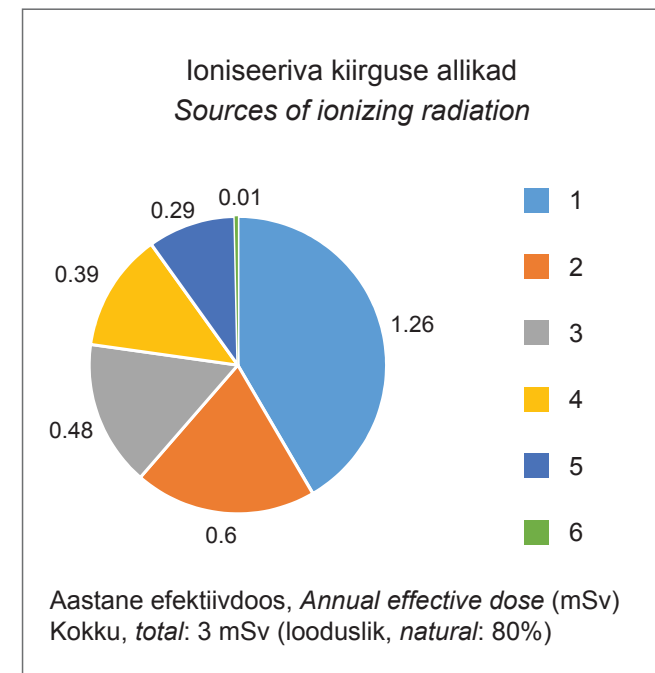
Isotoop Isotope	Poolestus- aeg Half life	Ühik Unit	Kiirguse liik Type of ionizing radiation	Märkus Note
^{238}U	4.5×10^9	a/y	α	metall/metal
^{234}Th	24.1	p/d	β	metall/metal
^{234}Pa	1.17	min	β	metall/metal
^{234}U	2.24×10^5	a/y	α	metall/metal
^{230}Th	8.0×10^4	a/y	α	metall/metal
^{226}Ra	1620	a/y	α	metall/metal
^{222}Rn	3.82	p/d	α	gaas/gas
^{218}Po	3.05	min	α	metall/metal
^{214}Pb	26.8	min	β, γ	metall/metal
^{214}Bi	19.7	min	β, γ	metall/metal
^{214}Po	1.6×10^{-4}	sek/sec	α	metall/metal
^{210}Pb	21.3	a/y	β	metall/metal
^{210}Bi	5.01	p/d	β	metall/metal
^{210}Po	138.4	p/d	α	metall/metal
^{206}Pb	-	-	-	metall/metal

Normaaltingimustes läheneb täiskasvanud inimesele looduskiirguse poolt saadud kiirgusdoos $2,42 \text{ mSv/a}$ (UNSCEAR 2008). Sellest moodustab (mSv/a):

- kosmiline kiirgus 0,39 ehk 16,1%,
- pinnase (ehitusmaterjalide) radioaktiivne kiirgus 0,48 ehk 19,8%,
- inimese kehas olevad radionukliidid 0,29 ehk 12,0% (välja arvatud Rn),
- radoon (koos tütar-elementidega, peamiselt elamute siseõhus) 1,26 ehk 52,1%

Sellele võib lisanduda meditsiiniline kiiritus kuni $0,6 \text{ mSv/a}$.

Erinevatest inimese tervist mõjustavatest looduslikest kiirgusallikatest on kahtlemata olulisimateks Rn ja pinnases sisalduvate isotoopide tekitatud ioniseeriv kiirgus. Need moodustavad suurema osakaalu elanikkonna kiirgusdoosist. Edaspidi peatume ainult nendel allikatel, käsitledes pinnasest pärinevat ioniseerivat kiirgust looduskiirgusena kitsamas mõttes kui ^{238}U , ^{232}Th ja nende tütarproduktide ning ^{40}K poolt põhjustatud summaarset ioniseerivat kiirgust.



Joonis 1.1. Erinevate kiirgusallikate osakaal elanikkonna kiirgusdoosis (UNSCEAR 2008, Cinelly *et al.* 2016). 1 – radoon; 2 – meditsiiniline kiirgus; 3 – maapinna ja ehitusmaterjali gamma-kiirgus; 4 – kosmiline kiirgus; 5 – inimese kehas olevad radionukliidid; 6 – muu.

Figure 1.1. Different radiation sources in the population radiation dose (UNSCEAR 2008, Cinelly *et al.* 2016) 1 – radon; 2 – medical radiation; 3 – gamma-radiation from soil and building material; 4 – cosmic rays; 5 – radio nuclides in the human body; 6 – other.

Eesti geograafilistes tingimustes on kosmilisest kiirgusest ja inimese kehas olevatest radionukliididest põhjustatud summaarse kiirgusdoosi osa suhteliselt stabiilne ja kosmiline kiirgus toodust mõnevõrra väiksem. Rn ja pinnasest pärineva ioniseeriva kiirguse põhjustatud kiirgusdoos on aga kindlasti suurem ja kumbki allikatest eraldi laiades piirides varieeruvam. Eestis on inimeste peamiseks looduslikuks kiirgusallikaks radoon.

addition to the radiation derived from the above-mentioned radioactive elements, the radiation dose from Earth's crust is essentially incremented by gamma radiation derived from radioactive decay of the potassium isotope ^{40}K . The total radioactive radiation from these three elements, uranium, thorium and potassium, is also considered as natural radiation in a stricter sense in environmental requirements.

The level of ionizing radiation is assessed with the aid of the (equivalent) dose created by it, measured in the SI system in the units of sievert per a time unit (e.g. $\mu\text{Sv/h}$). The limits of doses of ionizing radiation harmless (target value) and harmful (threshold value) for health are expressed in these units, as well.

Tabel 1.2. Toorium-232 (^{232}Th) radioaktiivlagunemise rida
Table 1.2. The radioactive decay series of thorium-232 (^{232}Th)

Isotoop Isotope	Poolestus- aeg Half life	Ühik Unit	Kiirguse liik Type of ionizing radiation	Märkus Note
^{232}Th	$1,41 \times 10^{10}$	a/y	α	metall/metal
^{228}Ra	5,76	a/y	β	metall/metal
^{228}Ac	6,13	t/h	β, γ	metall/metal
^{228}Th	1,913	a/y	α, γ	metall/metal
^{224}Ra	3,66	p/d	α, γ	metall/metal
^{220}Rn	55,6	sek/sec	α	gaas/gas
^{216}Po	0,15	sek/sec	α	metall/metal
^{212}Pb	10,64	t/h	α, β	metall/metal
^{212}Bi	60,6	min	α, β, γ	metall/metal
^{212}Po	$3,4 \times 10^{-7}$	sek/sec	α	metall/metal
^{208}Tl	3,05	min	β, γ	metall/metal
^{208}Pb	-	-	-	metall/metal

The radiation dose on an adult from natural radiation approaches $2,42 \text{ mSv/y}$ in normal circumstances (UNSCEAR 2008). It consists of (mSv/y):

- cosmic radiation 0,39 or 16,1%,
- radioactive radiation of soil (building materials) 0,48 or 19,8%,
- radionuclides in human body 0,29 or 12,0% (excluding Rn),
- radon (together with daughter elements, mainly in indoor air of detached houses) 1,26 or 52,1%

In total $2,42 \text{ mSv}$, or 100%. Medical radiation may provide additional dose, up to $0,6 \text{ mSv/y}$.

Without doubt, the most essential natural radiation sources affecting human health are Rn and ionizing radiation generated by isotopes in the soil. They form the major part of radiation dose on population. Further ahead, we consider only these sources, treating the ionizing radiation originating from soil as natural radiation in a stricter sense as the total ionizing radiation caused by ^{238}U , ^{232}Th , their daughter products, and ^{40}K .

The total radiation dose from cosmic radiation and radionuclides on a human body is relatively stable in Estonian climatic conditions. The cosmic radiation is somewhat smaller than shown above. However, the radiation dose from Rn and ionizing radiation originating in soil is definitely larger, and both of these sources vary considerably. In Estonia, the principal source of natural radiation for people is radon.

1.2 Radon as a chemical element

Radon (Rn) is a very rare element, forming only $n \times 10^{-16} \%$ of the composition of Earth's crust (Иванов 1996). Rn is a radioactive noble gas, colourless and odourless, about 7.7 times heavier than air and with a short lifetime. The specific weight of Rn is $9,73 \text{ kg/m}^3$. It is toxic and spreads in gaseous phase in convection in the air. It dissolves in water and solidifies in normal conditions first at the temperature -71°C .

Rn is formed in nature in radioactive decay of uranium-238 (^{238}U), thorium-232 (^{232}Th) and uranium-235 (^{235}U). Accordingly, it has three isotopes – radon-222 (^{222}Rn) or radon, radon-220 (^{220}Rn) or thoron, and radon-219 (^{219}Rn) or actinon. The half-life of these Rn isotopes varies considerably, being 3.82 days for radon, 55.6 seconds for thoron and 3.92 seconds for actinon. As uranium-238 forms the majority (99.3%) of total uranium and as the half-lives of thoron and actinon are very short, ^{222}Rn -based radioactive radiation forms more than 93% of the total radiation dose (UNSCEAR 1993). Because of this, further ahead we treat as radon only its isotope ^{222}Rn , or radon in a narrow sense (Table 1.2). At the same time, it is recommended to take into account that when the soil has an elevated level of Th (more than twice the Estonian average, $> 15 \text{ mg/kg}$) and when the walls of a hole (closed cave, cellar) are poorly isolated, also the impact of thoron may be considerable (Table 1.2).

During the decay of ^{222}Rn , seven highly radioactive daughter isotopes are subsequently formed until the formation of stable ^{206}Pb . These isotopes have very varying half-lives (^{210}Pb has the longest half-life, about 22 years).

Rn concentrates typically in indoor air of detached houses. Its concentration is mainly dependent on the level of Rn risk in soil and varies considerably between different regions. The radiation dose from Rn in indoor air exceed often 10 mSv/y in

1.2 Radoon kui keemiline element

Radoon (Rn) on väga haruldane element, mis moodustab maakoores ainult $n \times 10^{-16}$ % (Иванов 1996). Rn on radioaktiivne, värvitu ja lõhnata, õhust ligi 7,7 korda raskem, lühikese elueaga (3,82 p) väärisgaas. Rn mahu-kaal on $9,73 \text{ kg/m}^3$, see on toksiline, levib konvektsiooni teel gaasina õhu koostises, lahustub vees ning tahkestub normaaltingimustes alles $-71 \text{ }^\circ\text{C}$ juures.

Looduses tekib Rn uraan-238 (^{238}U), toorium-232 (^{232}Th) ning uraan-235 (^{235}U) radioaktiivsel lagunemisel. See koosneb vastavalt 3 isotoobist – radoon-222 (^{222}Rn) ehk radoonist, radoon-220 (^{220}Rn) ehk toroonist ja radoon-219 (^{219}Rn) ehk aktinoonist. Nende Rn isotoopide poolestusaeg on väga erinev: radoonil 3,82 ööpäeva, toroonil 55,6 sekundit ja aktinoonil 3,92 sekundit. Tänu valdavale ^{238}U sisaldusele (99,3%) kogu U-st ning väga lühikesele torooni ja aktinooni poolestusajale moodustab ^{222}Rn poolt põhjustatud radioaktiivne kiirgus kogu radooni päritoluga kiirgusdoosist üle 93% (UNSCEAR 1993). Sellest tingituna vaatleme edaspidi radoonina ainult tema isotoopi ^{222}Rn ehk radooni kitsamas mõttes (Tabel 1.2). Samas on soovitatav arvestada, et kui pinnas on kõrgendatud Th-sisaldusega (üle kahekordse Eesti keskmise, $> 15 \text{ mg/kg}$) ja kaevandi (suletud koobas, kelder) seinad on nõrgalt isoleeritud, võib ka torooni mõju olla oluline (Tabel 1.2).

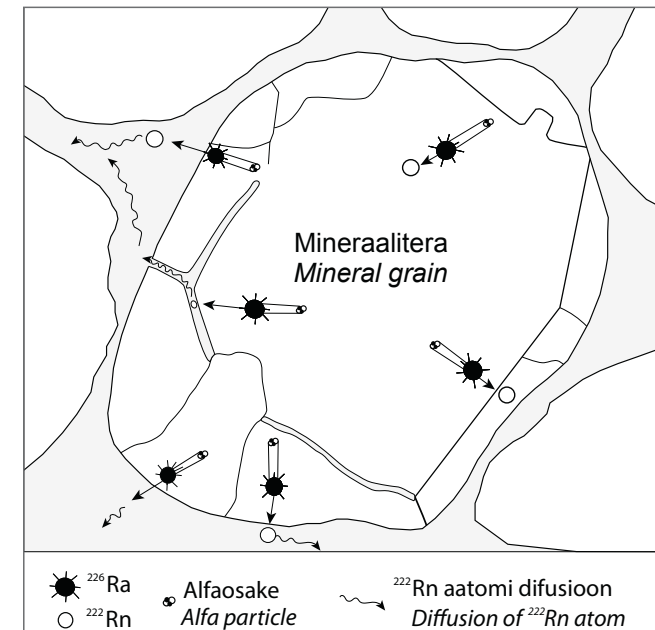
^{222}Rn lagunemisel tekib järjestikku kuni stabiilse ^{206}Pb kujunemiseni 7 kõrgradioaktiivset väga erinevate poolestusaegadega tütarisotoopi (kõige pikem poolestusaeg, ligi 22 aastat, on ^{210}Pb).

Rn kontsentreerub tavaliselt elamute siseõhus, selle sisaldus on valdavalt sõltuvas pinnase Rn-riski tasemest ja on piirkonniti väga erinev. Majade siseõhus oleva Rn poolt inimestele põhjustatud kiirgusdoos ületab Eesti tingimustes sageli 10 mSv/a ja üksikjuhtudel ulatub 100 mSv/a ning rohkemgi ($10 \text{ mSv} \approx 300 \text{ Bq/m}^3$; WHO 2009). Sõltuvalt radioaktiivsete elementide sisaldusest pinnases võib inimeste poolt saadav looduskiirguse doos ületada aastas 3 mSv piiri (Tabel 7.1).

1.3 Radooni kujunemine pinnaseõhus

Radooni allikaks on pinnases ja aluspõhjakiivimites olev Ra, mida väljendatakse ka Ra-ga tasakaalus oleva U kaudu, ehk $e\text{U}$ -na ppm-des³. Rn tekib uraani (^{238}U) tütarlemendi raadiumi (^{226}Ra) radioaktiivsel lagunemisel.

Mida kõrgem on pinnases $e\text{U}$ -sisaldus, seda kõrgemaks kujuneb pinnaseõhus Rn-sisaldus. Pinnaseõhus kujunevale radoonile võib lisanduda märkimisväärses koguses sügavamalt pinnasest või aluspõhjakiivimitest migreeruv Rn. Sügavamal kujunev Rn migreerub tavaliselt vertikaalselt ehk väiksema rõhu suunas. Rn migratsiooni soodustavad maakoore sügavamatest kihtidest pärinevad geogaasid⁴ – N_2 ja He, samuti S- ja C-ühendid (CO_2 , CH_4) jt.



Joonis 1.2. Põhimõtteline skeem: radooni emanatsioon mineraalide teradest (Åkerblom *et al.* 1988).

Figure 1.2. Principles of radon emanation from mineral grains (Åkerblom *et al.* 1988).

Pinnast ja aluspõhjakiivimeid moodustavates mineraalides või amorfses aines toimub nendes sisalduvate Ra aatomite radioaktiivsel lagunemisel Rn teke. Osa tekkivast radoonist eraldub pinnast (kivimeid) moodustavate tahkete osakeste (mineraaliterade, amorfse aine) vahelisse ruumi, lõhedesse, kavernidesse jt tühikutesse ning muutub potentsiaalselt liikuvaks. Pinnases moodustab see liikumisvõimeline Rn üldjuhul 15 kuni 40% (Joonis 1.2). Seda protsentuaalset arvu väljendatakse arvu “1” murdosadena ja tuntakse radooni emanatsioonikoefitsiendina (ϵ). Tihedates kivimites (nt graptoliitargilliidis) ja ehitusmaterjalides (nt betoonis) sõltub koefitsiendi väärtus oluliselt lõhelisusest. Kui monoliitse kivimi korral jääb ϵ tavaliselt $< 0,10$, siis lõhelistes erimites võib see ületada $0,30$ piiri. Ülejäänud Rn jääb pinnase tahketesse osakestesse või kivimitesse suletuks, kus edasisel radioaktiivsel lagunemisel tekib lõppelemendina stabiilne plii isotoop ^{206}Pb .

Estonian circumstances ($10 \text{ mSv} \approx 300 \text{ Bq/m}^3$; WHO 2009). In isolated instances this may even be up to 100 mSv/y and more. The yearly total dose of natural radiation may exceed 3 mSv depending on the concentration of radioactive elements in soil (Table 7.1).

1.3 Formation of radon in soil air

The source of radon in soil and bedrock is Ra, which is also expressed through U assumed to be in equilibrium with Ra or $e\text{U}$ in ppm³. Rn is formed in radioactive decay of radium (^{226}Ra), a daughter element of uranium (^{238}U).

The higher is the $e\text{U}$ concentration in soil, the higher becomes the Rn concentration in soil air. In addition to radon formed in soil air, more Rn may migrate into the soil air to a considerable extent from deeper soil or bedrock. Rn formed in deeper depth typically migrates vertically, or towards smaller pressure. Geogases⁴ – N_2 and He, and also S and C compounds (CO_2 , CH_4) etc. from deeper layers of Earth's crust promote migration of Rn.

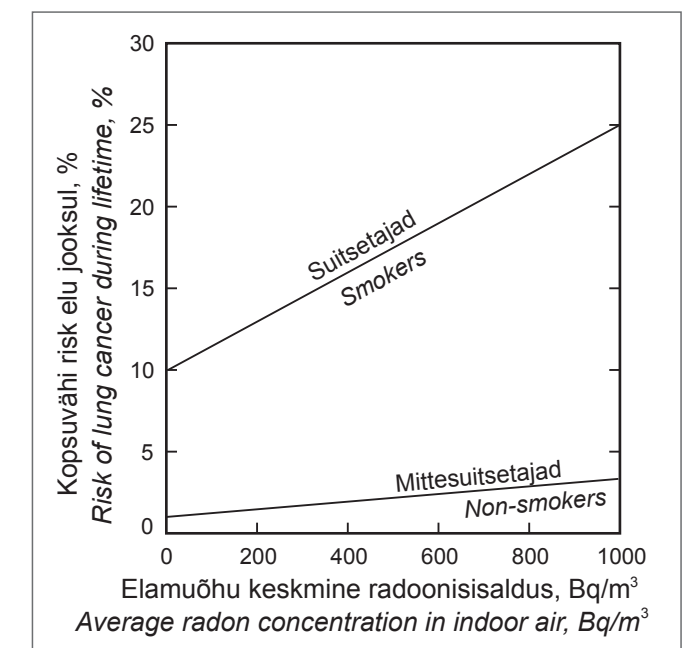
Rn is formed in radioactive decay of Ra atoms in minerals or amorphous matter of soil and bedrock. A portion of this radon is emanated into the space between the solid particles (mineral grains, amorphous matter) of the soil (rock), into cracks, pores or other empty spaces and becomes potentially mobile. The percentage of this mobile portion in the soil is in general 15–40% (Figure 1.2). This percentage is expressed as fractions of the number “1” and is known as the emanation coefficient of radon (ϵ). The value of this coefficient in dense rock, such as graptolite argillite, and building material such as concrete, depends essentially on amount of cracks. ϵ is typically < 0.10 in monolithic rock, but in varieties with cracks it can exceed the level of 0.30 . The rest of Rn is sealed in solid particles of soil or rocks, where in its further radioactive decay the end product will be the stable isotope of lead, ^{206}Pb .

1.4 The impact of radon on human health

Half-life of radioactive decay of radon (^{222}Rn) is 3.82 days. However, seven subsequent radioactive elements are formed of it until the formation of a stable lead isotope (Pb-206) (Table 1.2). The total half-life of these daughter elements is about 22 years.

Contemporary research indicates that Rn and its daughter elements enter the human body principally by inhaling. Their radioactive decay involves α -, β - and γ -radiation. All these have a negative effect on living tissue and are essential causes for lung cancer. Together with airborne Rn, daughter isotopes of Rn stuck on aerosols (including smoke) and dust particles enter the human organism while breathing, the most hazardous isotopes being alpha active ^{218}Po and ^{214}Po . Longer-lived ^{210}Pb and ^{210}Po may end up in human organism also through water and food.

Studies in different countries have shown that every increase of another 100 Bq/m^3 in indoor air of detached houses increases the relative risk⁵ of developing lung cancer approximately 16% as an average in Europe (WHO 2009). Rn is particularly dangerous for smokers (Figure 1.3).



Joonis 1.3. Kopsuvähki haigestumise riski ja elamute siseõhu radoonisalduse vaheline seos (Mjõnese, Falk 2002).

Figure 1.3. Relationship between the risk of development lung cancer and Rn concentration in indoor air (Mjõnese, Falk 2002).

In addition, the daughter elements of Rn settling on smoke particles suspending in air find their way into the organism. In Estonia, approximately 700 people in average die yearly in lung cancer (Eesti Tervisestatistika... 2016). It is estimated that more than 10% of such cases are caused by high Rn concentration of living or working rooms ($80\text{--}90$ cases, Pahapill *et al.* 2003). As the average temperature in Estonia,

³ Actual U concentration may differ somewhat from the $e\text{U}$ concentration, depending on whether U is leached accumulated.

⁴ Geogases are a mixture of gases in the lithosphere, consisting of transport gases (CO_2 , CH_4 , N_2) and noble gases (Rn, He) (Etiope, Martinelli 2001). In current context, they are such gases flowing in the crust that facilitate migration of Rn from deeper layers.

⁵ The relationship between the likelihood of a phenomenon (read: lung cancer) occurring in a group being affected by a certain factor (read: Rn) and the likelihood of this phenomenon occurring in a group not being affected by this factor. Thus, if the general risk for developing lung cancer is in Estonia 0.044 (Eesti Tervisestatistika... 2016), the 16% increase in risks gives a value of approximately 0.051.

³ Tegelik U-sisaldus võib erineda mõnevõrra $e\text{U}$ -sisaldusest. Erinevus oleneb sellest, kas ja mil määral on toimunud U sisse- või väljakanne.

⁴ Geogaas on litosfääris leviv gaasisegu, mis koosneb transportgaasidest (CO_2 , CH_4 , N_2) ja haruldastest gaasidest (Rn, He) (Etiope, Martinelli 2001). Käesoleva atlase kontekstis on need maapõues liikuvad gaasid, mis soodustavad Rn migratsiooni sügavamatest kihtidest.

1.4 Radooni mõju inimese tervisele

Vaadeldav radooni (^{222}Rn) radioaktiivlagunemise poolestusaeg on küll 3,82 ööpäeva, kuid kuni stabiilse plii isotoobi (Pb-206) tekkeni moodustub temast radioaktiivlagunemisel järjestikku 7 radioaktiivset elementi (Tabel 1.2). Nende tütar-elementide summaarne radioaktiivlagunemise poolestusaeg on ligi 22 aastat.

Kaasaja teaduse seisukohalt jõuavad Rn ja selle tütar-elementid inimorganismi peamiselt hingamisel. Nende radioaktiivlagunemisel kaasneb α -, β - ja γ -kiirgus, mis kõik mõjutavad negatiivselt eluskudesid ja on olulised kopsuvähi põhjustajad. Peale õhus sisalduva Rn jõuavad hingamisel inimorganismi samuti aerosoolidele (sh suits) ja tolmuosakestele kleepunud Rn tütarisotoobid, millest ohtlikumad on alfaaktiivsed ^{218}Po ja ^{214}Po . Pikeaalised ^{210}Pb ja ^{210}Po võivad jõuda inimorganismi täiendavalt vee ja toidu kaudu.

Erinevates maades tehtud uuringud on näidanud, et eluruumide siseõhu Rn-sisalduse tõus iga 100 Bq/m³ võrra suurendab Euroopa keskmisena kopsuvähi haigestumise riski⁵ ligi 16% (WHO 2009). Eriti ohtlik on Rn suitsetajatele (Joonis 1.3).

Organismi kanduvad täiendavalt ka õhus hõljuvatele suitsuosakestele ladestuvad Rn tütar-elementid. Eestis sureb aastas kopsuvähi keskmisena ca 700 inimest (Eesti Tervise-statistika... 2016). Hinnanguliselt enam kui 10% juhtumitest on põhjustatud elu- või tööruumide kõrge Rn-sisaldusest (80–90 juhtu) (Pahapill *et al.* 2003). Kuna Eesti keskmine õhutemperatuur ja sellest tingitult ka loodusliku ventilatsiooni efektiivsus on madalamad Euroopa keskmisest, on tõenäoliselt keskmise järgi prognoositav haigestumiste arv tegelikult väiksem. Kõrge Rn-sisalduse tõttu haigestunute arv on väga suur (Pahapill *et al.* 2003) ja tõenäoliselt Eestis keskkonnasaaste poolt põhjustatud haigusjuhtudest esikohal. Kuna Rn-vaba elukeskkonda ei eksisteeri, ei ole võimalik ühemõtteliselt selgitada Rn ja nikotiini koosmõju kopsuvähi põhjustamisel.

Rn negatiivne mõju inimese tervisele pole kaugeltki selge. Järjest süvenevad uuringud Rn valdkonnas lubavad avaldada arvamust, et Rn suurendab inimeste haigestumist ka teistesse vähkkasvajatesse ja haigustesse. Nii näiteks jõudsid USA teadlased 140 652 patsiendi uuringute andmete analüüsimise tulemusena järeldusele, et lisaks kaasneva alfakiirguse negatiivsele mõjule luudile põhjustab Rn ka hematoloogilist onkoloogiat (Lauren *et al.* 2016).

Nagu mainitud, tekib ^{222}Rn lagunemisel järjestikku 7 kõrg-radioaktiivset elementi, mille summaarne poolestusaeg on ligi 22 aastat kuni stabiilse ^{206}Pb kujunemiseni. Selle rea eelviimane element, poloonium-210, on väga toksiline, mis eriti kõrge Rn-sisalduse korral pinnases võib kontsentreeruda taimedesse ja jõuda toidulauale (Иванов 1996).

1.5 Olulisemad loodusliku radioaktiivsusega seotud ohutusnõuded

Looduslik ioniseeriv kiirgus põhjustab kõikjal foonilise tasemega kiirguse. Paljudes kohtades ja tingimustes ületab gammakiirgus foonilise taseme ehk inimorganismi normaalse vastupanuvõime piiri ja avaldab tervist kahjustavat mõju. See on ka põhjuseks, miks elukeskkonnas on soovitatav selle taseme mõju minimeerimine tasemeni, mille mõju ei erine oluliselt foonilisest ja mis ei avalda olulist mõju inimese tervisele. Nendel tasemetel peatume allpool.

Nagu oli mainitud, moodustab ^{222}Rn radioaktiivsel lagunemisel kaasnev kiirgusdoos inimesele mõjuvast kogu looduslikust radioaktiivse kiirguse doosist ligi 52,1%. Rn pääseb inimorganismi esmajärjekorras majade siseõhus levivast radoonist ning majade siseõhku valdavalt pinnasest. Sellest tulenevalt on arenenud maades kehtestatud elu-, olme- ja tööruumide siseõhu radooni viitetase. Selleks oli kuni 2015. aastani enamuse EL maade uute majade siseõhus 200 Bq/m³ ja vanade majade siseõhus erinevates maades 200–400 Bq/m³ (Åkerblom 1999; *Naturally...* 2000). Venemaal ei peaks Rn-sisaldus majade siseõhus soovituslikult ületama 100 Bq/m³ (Гигиенические... 2003) ja USA-s – 150 Bq/m³ (Gundersen 1991).

Kopsuvähi haigestumise oht suureneb statistiliselt olulisel määral, kui eluruumide õhu Rn-tase ületab 100 Bq/m³ (BSS 2013; WHO 2009). Kõige rohkem Rn poolt põhjustatud kopsuvähi juhte langeb tingimustesse, kus eluruumides jääb Rn-sisaldus vahemikku 100 kuni 300 Bq/m³ (WHO 2009). Põhjuseks ei ole mitte see, et selline Rn-sisalduse intervall on kõige ohtlikum, vaid see, et sellised Rn-sisalduse tasemed on valdavad. Nendele andmetele tuginedes soovib WHO hoida elu, olme- ja tööruumide õhus Rn-sisaldus alla 100 Bq/m³. Looduslikke ja majanduslikke aspekte kaaludes on Eestis kehtestatud viitetasemeks 300 kBq/m³.

Ehitistalune pinnas ei ole mitte ainult hoonete siseõhu Rn peamine allikas, vaid lisaks ehitamisel kasutatud eU-, eTh- ja eK-sisaldusega ehitusmaterjalidele ka peamiseks looduskiirguse (valdavalt gammakiirguse) allikaks. Looduslike ehitusmaterjalide kasutamisel väikelaste mänguväljakute, liivakastide jms jaoks tuleks pöörata tähelepanu mõlemale asjaolule. Ehitusmaterjalidest pärinev kõrgendatud ioniseeriv looduskiirgus on tervist kahjustav, peamiselt rakkude ja DNA mutatsioonide tekitajana.

Rahvusvaheliselt on tunnustatud, et ehitusmaterjalide poolt saadav looduskiirguse doos moodustab keskmiselt 20% inimeste poolt saadavast looduskiirguse doosist, mis on lähedane 0,4 mSv/a (UNSCEAR 2000). Tervist kahjustava mõju minimeerimiseks ei tohiks eriaktiivsuse indeks olla > 1 (BSS 2013), mis vastab ligikaudselt looduskiirguse

and subsequently the efficiency of natural ventilation is lower than in average in Europe, it is likely that predicted number of cases on the basis of the European average is smaller than in reality. The number of individuals falling ill because of high Rn concentration is very remarkable (Pahapill *et al.* 2003). Likely it is the main reason for cases of illness as a consequence of environmental pollution in Estonia. As there is no Rn free living environment, it is not possible to find out unequivocally the combined effect of Rn and nicotine as a cause of lung cancer.

The negative effect of Rn on human health is far from being clear. Increasingly detailed studies point to the view that Rn prompts people to develop also other types of tumours and illnesses. For example, scientists in USA concluded after analysing data of studies on 140 652 patients that in addition to negative effect of alpha radiation on bone marrow Rn causes also hematologic cancer (Lauren *et al.* 2016).

As mentioned, seven subsequent highly radioactive elements are formed in decay of ^{222}Rn , having a total half-life of about 22 years until formation of stable ^{206}Pb . The second to last element of this series, polonium-210, is very toxic, and may concentrate in plants growing in soil having particularly high Rn, and end up in food (Иванов 1996).

1.5 The most important safety instructions against radioactivity

Natural ionizing radiation causes everywhere stable background radiation. In many places and circumstances, gamma radiation exceeds the background level, or the level that is normally tolerated by human organisms, having an effect harmful for health. This is also the reason why it is recommended to minimize the effect of this level down to the level at which it is not essentially differing from the background and which does not have a particular effect on human health. These levels are considered below.

As mentioned, radioactive dose related to radioactive decay of ^{222}Rn forms about 52.1% of the total dose of natural radiation for humans. Rn enters the human body principally as radon in indoor air. It enters the indoor air mainly from soil. Accordingly, developed countries have laid down a reference level of radon in dwellings and workspaces. Until 2015 this level was in most EU countries 200 Bq/m³ in indoor air of new houses and 200–400 Bq/m³ in indoor air of old houses, depending on the particular country (Åkerblom 1999; *Naturally...* 2000). In Russia, Rn concentration in indoor air is recommended to not exceed 100 Bq/m³ (Гигиенические... 2003) and in USA, 150 Bq/m³, respectively (Gundersen 1991).

The risk for developing lung cancer increases in a statistically significant amount when radon level in indoor air exceeds 100 Bq/m³ (BSS 2013; WHO 2009). The risk is high when radon level exceeds 300 Bq/m³. They state that the majority of lung cancer cases caused by radon occur when Rn concentration in indoor air of dwellings is 100–300 Bq/m³ (WHO 2009). Naturally, this does not mean that such levels of Rn are most dangerous, but they are most common. Basing on these data, WHO recommends that the indoor air Rn concentration of dwellings and workspaces should not exceed 100 Bq/m³. Considering natural and economic factors, a reference level of 300 kBq/m³ was set up in Estonia.

Soil under constructions is not only the main source of radon in indoor air. Together with building material containing eU, eTh and eK, the soil under a building is also the main source of natural radiation (dominantly gamma radiation) in houses. Both of these points should be taken into account when natural building materials are used for toddler playgrounds, sandboxes or alike. Elevated ionizing natural radiation originating from building materials is harmful for health, principally by causing mutations in cells and DNA (WHO 2009).

It has been internationally recognized that the dose of natural radiation received from building materials forms in average 20% of the dose of natural radiation on humans, being nearly 0.4 mSv/y (UNSCEAR 2000). In order to minimize harmful effect on health, the activity concentration index should not be > 1 (BSS 2013), which is approximately equivalent with the dose 1.25 mSv/y. STUK (2010) has acknowledged its conditional limit to be 0.86 mSv/y in Finland. As mentioned, natural radiation is mainly gamma radiation. The thickness of the protective layer for minimizing it depends principally on the density of the material of this layer. Figure 1.4 gives idea on the ability of a few building materials to reduce the intensity of natural radiation.

Research on the relationship between Rn concentration in soil air and indoor air has been conducted only to a modest extent. Such studies in Sweden have shown that soil is harmless in regard with Rn, if the Rn concentration in soil air does not exceed 10 kBq/m³. Rn concentration in indoor air of houses built on such soil do not normally exceed 200 Bq/m³ and most likely would not exceed the reference level for indoor air. Sandy and silty soils are hazardous in regard with Rn, when Rn concentration in soil air exceeds 50–60 kBq/m³ (Clavensjö, Åkerblom 1994). Basing on this work and studies in Estonia, the soil in Estonia is classified in four levels (Juhised... 2017). These levels are naturally only indicative and the boundaries between them are transitional. It is possible that boundaries between the levels need to be re-evaluated in the light of additional data.

⁵ Teatud faktori (loe Rn) mõju all oleva rühma sündmuse (loe kopsuvähk) tõenäosuse suhe sama faktori mõju all mitte oleva rühma sündmuse tõenäosusesse. Ehk kui nt kopsuvähi üldine risk Eestis on 0,044 (Eesti Tervise-statistika... 2016), siis riski suurenemine 16% annab riskiks ca 0,051.

doosile 1,25 mSv/a. Soomes on STUK (2010) poolt selleks tinglikuks piiriks tunnustatud 0,86 mSv/a. Nagu mainitud, on looduskiirgus peamiselt gammakiirgus. Selle minimeerimiseks kasutatava kaitsekihi paksus sõltub eelkõige kaitsekihi materjali tihedusest. Mõnede ehitusmaterjalide looduskiirguse intensiivsuse vähendamise võimetest annab ettekujutuse joonis 1.4.

Pinnaseõhu ja majade siseõhu Rn-sisalduse suhet on uuritud tagasihoidlikult. Sellesuunalised uuringud Rootsis on näidanud, et pinnas on Rn-ohutu, kui Rn-sisaldus selle õhus ei ületa 10 kBq/m³ piiri. Sellistele pinnastele ehitatud majade siseõhus jääb tavaliselt Rn-sisaldus alla 200 Bq/m³ piiri ja ei ületa suure tõenäosusega siseõhu jaoks kehtestatud viitetaset. Liivased ja aleuriitsed pinnased on Rn-ohulikud, kui pooriõhu Rn-sisaldus ületab 50–60 kBq/m³ piiri (Clavensjö, Åkerblom 1994). Nendele ja Eestis teostatud Rn-riski uuringutele tuginedes jaotatakse Eesti pinnas Rn-riski tasemelt 4 erimiks (Juhised... 2017). Toodud tasemed on orienteeruva sisuga ja nendevahelised piirid on üleminekulised ning võimalik, et neid piire tuleb uute andmete valguses tulevikus üle vaadata.

Esimese taseme moodustavad madala Rn-riskiga pinnased. Need on pinnased, mille *eU* sisaldus ei ületa 1 mg/kg ja Rn-sisaldus pinnaseõhus 10 kBq/m³.

Teise taseme moodustavad normaalse (foonilise) Rn-riskiga pinnased. Need on pinnased, mille *eU* sisaldus ei ületa 3,6 mg/kg ja Rn-sisaldus pinnaseõhus 50 kBq/m³ piiri. Nendel pinnastel võib üksikjuhtudel majade siseõhu Rn-sisaldus ületada 200 Bq/m³ taseme ja mida Rn-taseme ülemisele piirile lähemale, seda sagedamini.

Kolmanda taseme moodustavad kõrge Rn-riskiga pinnased. Need on pinnased, mille *eU*-sisaldus jääb vahemikku 3,6–16 mg/kg ja pinnaseõhu Rn-sisaldus 50–250 kBq/m³ piiridesse. Sellised pinnased on kõrge Rn-riskiga ja ehitusel tuleb kasutusele võtta Rn-ohu minimeerivad meetmed. Kõrgendatud või kõrge (üle kahekordse foonilise) Th- ja K-sisalduse korral kuuluvad need pinnased lisaks ka kõrgendatud või kõrge looduskiirgusega pinnaste kategooriasse.

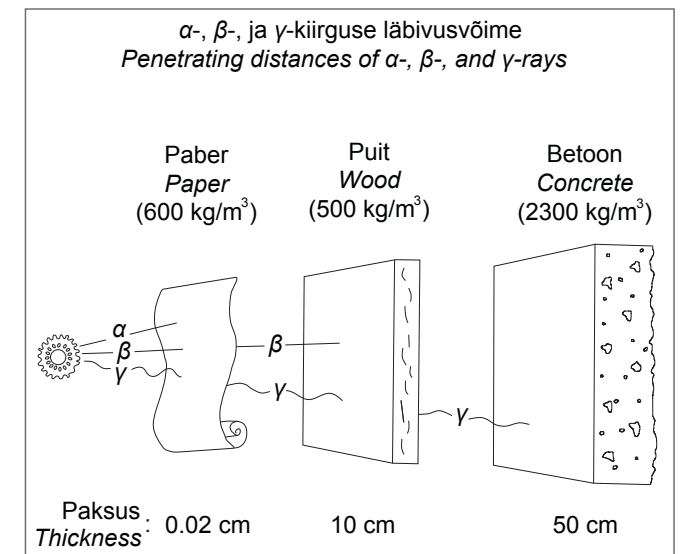
Neljanda taseme moodustavad eriti kõrge Rn-riskiga ja kõrge looduskiirgusega pinnased. Need on pinnased, mille *eU*-sisaldus ületab 16 mg/kg ja pinnaseõhu Rn-sisaldus 250 kBq/m³ piiri. Sellised pinnased on eriti Rn-ohulikud, samuti looduskiirguse poolest ohtlikud ning ehitusel tuleb kasutusele võtta Rn-ohu ja looduskiirgust minimeerivad meetmed.

The first level includes soils with low Rn risk. These are soils, where *eU* concentration does not exceed 1 mg/kg and Rn concentration in soil air does not exceed 10 kBq/m³.

The second level consists of soils with normal (background) Rn risk. These are soils where *eU* concentration does not exceed 3.6 mg/kg and Rn concentration in soil air does not exceed 50 kBq/m³. It may occur in isolated cases on these soils that Rn concentration in indoor air exceeds the level 200 Bq/m³, more frequently if the conditions are close to the upper limit of Rn level.

The third level involves soils with high Rn risk. These are soils where *eU* concentration is 3.6–16 mg/kg and soil air Rn concentration is 50–250 kBq/m³. These soils compose a high Rn risk. Measures for minimizing the Rn risk need to be taken in use. If Th or K concentration is elevated or high (more than twice the background level), these soils belong also to the category of elevated or high natural radiation.

The fourth level consists of soils with very high Rn risk and high natural radiation. These are soils where *eU* concentration exceeds 16 mg/kg and Rn concentration exceeds 250 kBq/m³. These soils pose a substantial Rn risk, and are hazardous also in regard with natural radiation. Measures for minimizing both Rn risk and natural radiation have to be taken in use.



Joonis 1.4. α -, β - ja γ -kiirguse läbivuse võrdlus erineva tihedusega takistustest.
Figure 1.4. Comparison of α -, β - and γ -ray transmission through matter with different densities.

2. Looduslike ja majanduslike tingimuste ülevaade

Eesti asub Läänemere idarannikul (Joonis 1) ning jaguneb Mandri-Eestiks ja Lääne-Eesti saarestikuks. Põhjast piirab Eestit Soome laht ning läänest – Läänemeri ja Liivi laht. Eesti idapiir Venemaaga kulgeb piki Narva jõge ja Peipsi-Pihkva järve nõgu. Lõunapiir Läti Vabariigiga piki maismaad ei ole looduslik. Eesti maismaa pindala on 45 300 km², sh Mandri-Eesti pindala 41 100 km².

Eestis jätkuvad mandrijääliustiku-järgsed neotektoonilised liikumised. Täpse nivelleerimise andmete tuginedes tõuseb Loode-Eesti 3–3,5 mm ja Pärnu piirkond 1,7 mm aastas, samal ajal kui Kagu-Eesti vajub kuni 1 mm aastas. Nendevaheline šarniirjoon on kirde–edelasuunaline ja ühildub ligikaudu Mõisaküla–Narva joonega (Kapra современных... 1973; Vallner *et al.* 1988). Viimaste aastakümnete progresseeruv Maa atmosfääri temperatuuri tõus on põhjustanud mandriiustike sulamise ja see omakorda maailmamere taseme tõusu. Meretaseme tõus, mis viimastel aastatel ulatub juba 3–4 mm/a piiridesse, on tõenäoliselt peamine põhjus, miks Loode-Eestis on maismaa tõus mere suhtes lakanud ja Pärnu piirkonnas ületab meretaseme tõus juba maismaa tõusu 1–2 mm/a (Petersell *et al.* 2013). Pole

ka välistatud, et toimub mandrijääliustikust vabanenud piirkonna tõusu pidev aeglustumine kuni maakoore ja vahevöö vahelise tasakaalu tekkimiseni. Viimase poolsajandi jooksul on ka Eesti atmosfääri temperatuur tõusnud, erinevates piirkondades 0,5 kuni 1,4 °C ning sademete hulk ligi 10%, võrreldes möödunud sajandi esimese poolega.

Eesti pinnamood on enamuses tasandikuline, valdavad merepinnast 30 kuni 90 m kõrgused alad. Põhja-Eestis laiub ulatuslik lainjas või nõrgalt künklik lubjakiviplateo, mille põhjaserv moodustab kõrge astangu ehk klindi (Suuroja 2006). Viimase kõrgeim punkt (56 m ü.m.p) asub Kirde-Eestis. Klindi ja mere vahele jääb erineva laiusega rannikumadalik. Paljudes kohtades (Aserist itta kuni Sillamäeni ja Tallinnast läänes) madalik puudub või esineb laiguti ning Soome lahe veed abraderivad astangut. Lubjakiviplateo kõrgeima piirkonna moodustab Pandivere kõrgustik. Siin on iseloomulikud merepinnast 80–120 m (maksimaalselt kuni 166 m) kõrgusel paiknevad lainjad või künklikud, sageli karstunud alad. Pandivere kõrgustikust lõunasse ja läände jääb Kesk-Eesti tasandik. See madaldub lääne poole ja läheb sujuvalt üle ulatuslikuks tasaseks Lääne-Eesti ja Pärnu

2. Short overview of natural and economical conditions

Estonia is located along the east coast of the Baltic Sea (Figure 1) and can be divided in continental Estonia and west Estonian archipelago. To the north, there is the Gulf of Finland and to the west the Baltic Sea and the Gulf of Riga. The eastern border of Estonia against Russia follows the River Narva and the depression of the Lake Peipus–Pskov. The southern border against the Republic of Latvia goes through the mainland, not following any natural features. Estonia has 45 300 km² of land areas, of which mainland Estonia forms 41 100 km².

Postglacial neotectonic movements keep occurring in Estonia. Accurate land surveying has shown that NW Estonia lifts up 3–3.5 mm per year and the region of Pärnu 1.7 mm per year, respectively. SE Estonia, on the other hand, subsides up to 1 mm per year. Basing on the current information, the hinge line between has the NE-SW direction and coincides approximately with the Mõisaküla–Narva line (Карта современных... 1973; Vallner *et al.* 1988). Progressive increase of atmospheric temperature during the recent decades has caused melting of ice caps and further a rise of global sea level. The sea level rise, reaching already 3–4 mm/y during recent years, is likely the main reason for

apparent stalling of land uplift in NW Estonia. Sea level rise already exceeds land uplift for 1–2 mm/y in the Pärnu region (Petersell *et al.* 2013). Moreover, it cannot be excluded that the postglacial uplift is continuously slowing down until an equilibrium between the Earth's crust and mantle is reached. Atmospheric temperature has risen also in Estonia during the recent fifty years, varying regionally between 0.5 and 1.4 °C. The amount of precipitation has increased approximately 10% in comparison with the first half of the 20th century.

The relief of Estonia is mainly flat, areas of elevation 30–90 m above sea level are dominant. North Estonia is characterized by undulating or moderately hilly limestone plateau, the north edge of which forms a high cliff escarpment or klint (Suuroja 2006). The highest point of the klint (56 m a.s.l.) is found in NE Estonia. Between the klint and the sea there is a coastal shoal with varying width. The shoal is missing or exists sporadically at several locations (to the east from Aseri all the way to Sillamäe and to the west of Tallinn), and waters of the Gulf of Finland abrade the escarpment. The Pandivere highland forms the highest region of the limestone plateau. It is characterized

madalikuks. Viimase koosseisu kuuluvad samuti Lääne-Eesti saared. Nii Pandivere kõrgustikule kui ka teistele Põhja-Eesti lubjakiviplateo osadele on iseloomulikud kaetud ja avatud karstivormid. Karsti esineb samuti Saaremaal ja Hiiumaal.

Võrreldes Põhja-Eestiga on Lõuna-Eesti maapind rohkem liigestunud. Läänest kagusse levivad Sakala, Otepää ja Haanja kõrgustik ning neid eraldavad nõod või orundid. Valdab lainjas või ebakorrapärane, sageli järsunõlviline künklik ja sulglohkude või nõgudega maapind. Lõuna-Eesti kõrgustike kõrgemad tipud ulatuvad üle merepinna vastavalt 146 m (Rutu), 207,5 m (Väike Munamägi), 217 m (Kuuste) ja 318 m (Suur Munamägi). Eesti idapiiril paikneb Peipsi-Pihkva järve nõgu, Sakala ja Otepää kõrgustike vahelisel alal – Võrtsjärve nõgu.

Eestis on arvele võetud 7378 jõge, oja ja magistraalkraavi, kogupikkusega 31153 km. Kõik magistraalkraavid ja suuremad voolusängid lõikuvad mulla lähtekivimitesse või aluspõhja-kivimitesse kuni 2 m ulatuses ja enamgi. Nendes voolav vesi on peamine transportiv keskkond, mis kannab maismaalt settebasseinidesse nii mulla ja lähtekivimite suspensiooni kui ka neist välja-lahustunud elemente ja ühendeid, sh väga erinevas kontsentratsioonis U, Th ja K ning nende tütarelemente (Petersell *et al.* 2015).

Jõgede vooluveed suubuvad Peipsi ja Võrtsjärve, Soome ja Liivi lahte, Väinamerre ning mõned otse Läänemerre (Nõukogude... 1978; Järvekülge 2001). Nende jõgede keskmine äravool on 11,72 km³ aastas (ENE 2 1987). Jõgede vee mineraalsus on muutlik, valdavalt 0,2–0,5 g/l (Petersell jt 2004).

Enamus jõgedest saab alguse Pandivere kõrgustiku nõlvadelt, nende kesk- ja alamjooksud on sageli meandreeruvad ning nende orud soostunud (soostuvad). Nendel aladel kannatab pinnas sageli liigniiskuse all. Merepinna tõus ja sademete hulga kasv soodustavad liigniiskuse suurenemist ja soode arengut.

Soome lahe vesikonna⁶ jõed algavad Põhja-Eesti platoolt, sealhulgas osaliselt Pandivere kõrgustiku nõlvaallikatest. Laskudes klindilt alla, lõikuvad need paljudes kohtades aluspõhja-kivimitesse, tekitades sageli liustikusetetega täitunud sälkorge, karestikke ja madalaid jugasid.

Eestis on ligi 1200 üle 1-hektarise pindalaga järve ja veehoidlat. Koos suurte soolaugastega on nende pindala ligi 2130 km², mis järjest suureneb uute rajatavate veehoidlate arvelt.

Eesti on metsade- ja sooderikas maa. Metsadega on kaetud ligi 1/3 Eesti pindalast. Sood levivad kogupindalal ligi 10100 km², mis moodustab ligi 22,3% maismaa pindalast.

48 suurema soo pindala ületab 30 km², sh 11 soo pindala – 100 km² piiri. Eesti suurima, Puhatu soo pindala on 570,8 km² (Orru 1995). Peamisteks soode levilateks on Kirde-Eesti Alutaguse piirkond, Kesk-Eesti karbonaatse plateo lõunaosa, Pärnu madalik ja Võrtsjärve nõo põhjaosa.

Eesti paikneb parasvöötme atlantilis-kontinentaalse kliima valdkonnas ja asub Põhja-Atlandi tsüklonaalse tegevuse piirkonnas. Olulist mõju kliimale avaldab Läänemeri. Eesti kliimat iseloomustavad keskmised aastatemperatuurid +4,4 kuni +6,6 °C ja sademete hulgad 547–747 mm aastas (EE 11 2002). Talveperioodil, detsembrist veebruarini, langeb temperatuur pea igal aastal lühiajaliselt alla –20 °C, samas on ka sulailmad sagedased. Kõrgematel kuivadel liivarikastel aladel ületab talvine maapinna külmumise sügavus tavaliselt 1 m piiri, ulatudes 1,5–1,8 meetrini.

Aastane sademete hulk ületab aurumise kuni kaks ja enam korda. Ainult kevad-suvisel perioodil ületab aurumine tavaliselt mõne nädala jooksul sademeid. See on periood, millal koos pinnaseveega toimub elementide osaline kapillaarne tõus pinnase alumistest horisontidest humus-horisont. Kliima globaalse soojenemisega kaasneb sademete hulga kasv 1–3 mm aastas. Viimastel aastakümnetel on täheldatud ka vihmaperioodide ägenemist. Nendest viimane suurim toimus 2003. a augustis, mil vähem kui 2 ööpäeva jooksul ulatus Jõhvis sademete hulk 164 mm ning Jõhvi-Kiviõli piirkonnas kaasnesid ulatuslikud üleujutused.

Ligi 2/3 Eesti elanikest on koondunud linnadesse ja asulatesse. Maarahvas elab valdavalt hajataludes. Pärast Eesti taasiseseisvumist toimub Põhja-Eesti klindivööndi intensiivne asustamine.

Kirde-Eesti on üks peamisi Eesti kohalikel loodusvaradel baseeruv tööstuspiirkond. Siia on koondunud Eestile olulisemate maavarade – põlevkivi ja tsemenditoorme kaevandamine ja kasutamine. Põlevkivil, mida kaevandatakse aastas ligi 18 miljonit tonni, töötavad Enefit Energiatootmise AS Balti ja Eesti soojuselektrijaam ning õliteshas ja samuti põlevkiviõli tootvad Viru Keemia Grupp AS ja Kiviõli Keemiatööstuse OÜ õliteshased.

Kundas jätkub 1870. aastal rajatud tsemenditehase järglase, Kunda Nordic Tsement AS poolt kohalikul toormel baseeruva klinkri ja erinevat liiki tsemendi tootmine, aastas ligi miljon tonni. Tsemenditoormeks kõlbmatute karbonaatsete kivimite ja piirkonna terrigeense materjali baasil töötab AEROC-i ehitusmaterjalide tehase. Aseris jätkab tegevust Aseri tellisetehas.

Aastatel 1948–1980 paiknes Sillamäel mere kaldal esimestel aastatel graptoliitargilliidist, hiljem Tšehhoslovakkiaast, Ungarist, Saksamaalt, Bulgaariast ja teistest maadest sisseveetaval maagil töötanud uraanirikastustehas. Selle tehase

by undulating or hilly areas, often with karst phenomena. Their elevation above sea level is 80–120 m (at the most up to 166 m). The central Estonian plain is located to the south and west of the Pandivere highland. It becomes lower towards the west, with a smooth transition to wide and flat west Estonian and Pärnu lowland, which also includes the west Estonian islands. Covered and open karst phenomena are characteristic to the Pandivere highland and to other parts of the north Estonian limestone plateau. Karst can be found also in Saaremaa and Hiiumaa.

Ground surface in south Estonia is more dissected in comparison with north Estonia. The highlands of Sakala, Otepää and Haanja spread out from the west to the SE, and are separated with depressions or valleys. The dominant feature is undulating or irregular ground, often with steep slopes, hills, holes and depressions. The highest peaks of south Estonia reach the altitudes of 146 m (Rutu), 207.5 m (Väike Munamägi), 217 m (Kuuste) and 318 m (Suur Munamägi). The depression of the Lake Peipus–Pskov is located at the eastern border of Estonia, and the depression of the Lake Võrtsjärv between the highlands of Sakala and Otepää.

In Estonia there are 7378 rivers, brooks and main ditches, with a total length of 31153 km. All main ditches and larger river beds are cut through the source rocks of soil or bedrock up to the extent of 2 m or more. The water flowing in them is the major transport environment. It carries suspended material from both soil and source rocks from mainland to sedimentary basins, as well as dissolved elements and compounds, including very varying concentrations of U, Th, K and their daughter elements (Petersell *et al.* 2015).

The rivers drain their waters into the Lakes Peipus and Võrtsjärv, into the Gulfs of Finland and Riga, into the Väinameri Sea and some of them directly into the Baltic Sea (Nõukogude... 1978; Järvekülge 2001). The average run-off of these rivers is 11.72 km³ per year (ENE 2 1987). The mineral content of their waters vary, being mainly 0.2–0.5 g/l (Petersell *et al.* 2004).

Most of the rivers have their sources at the slopes of the Pandivere highlands. Their central and lower parts are often meandering and their valleys are (becoming) boggy. Soil in areas surrounding them suffers often from excessive moisture. Sea level rise and increase of precipitation favour soil saturation with water and development of wetlands.

The rivers of the drainage basin⁶ of the Gulf of Finland have their sources at the north Estonian plateau, partly from the slope springs of the Pandivere highlands. When descending down the klint, they often cut the geological sequence down to the bedrock, creating often valleys filled with glacial sediments, rapids and low waterfalls.

There are about 1200 lakes and water reservoirs more than 1 ha in area. Together with large bog pools, they cover an area of about 2130 km², which increases continually when new water reservoirs are constructed.

Estonia is a country rich with forests and wetlands. Forests cover about 1/3 of Estonia. Mires cover about 10100 km², or about 22.3% of land areas. The area of 48 largest bogs exceeds 30 km², of which eleven bogs are more than 100 km² in area. The largest mire in Estonia, Puhatu, is 570.8 km² in area (Orru 1995). The main mire areas are Alutaguse region in NE Estonia, the southern part of central Estonian carbonaceous plateau, Pärnu lowlands and the northern part of the Lake Võrtsjärv depression.

Estonia belongs to the Temperate Atlantic-Continental climate realm and is located within the region of north Atlantic cyclone activity. The Baltic Sea has an essential effect on climate. Climate in Estonia is characterized by moderate annual temperatures from +4.4 to +6.6 °C and yearly precipitation of 547–747 mm (EE 11 2002). During the winter, from December to February, the temperature falls almost every year below –20 °C for a short period. However, periods of thaw are also frequent. The depth of wintery freezing of soil in higher dry sand-rich areas exceeds normally 1 m, reaching up to 1.5–1.8 m.

Annual precipitation exceeds evaporation up to two times and more. Evaporation typically exceeds precipitation only during a few weeks in the spring–summer period. This is the period during which elements ascend partly capillary together with soil water from lower horizons to the humus horizon. The global warming of climate is accompanied by an increase in precipitation of the amount of 1–3 mm per year. Worsening of rainy periods has been observed during recent decades. The latest severe case occurred in August 2003, when precipitation in Jõhvi reached 164 mm in less than two days and was accompanied with widespread flooding in the Jõhvi-Kiviõli region.

About 2/3 of Estonian population is concentrated in towns and settlements. Rural people live principally in separate farmsteads. The north Estonian cliff escarpment zone has become intensely populated since regaining the independence.

North-east Estonia is one of the major industrial regions relying on local mineral resources. The most essential resources are mined and utilized: oil shale and raw material of cement. About 18 million tons of oil shale are mined yearly. It is the raw material of thermal power plants Balti and Eesti, and oil plant, owned by Enefit Energiatootmise AS. It is also used in the oil plants of Viru Keemia Grupp AS and Kiviõli Keemiatööstuse OÜ.

⁶ Vesikonna mõistet on atlas kasutatud A. Järvekülge liigestamise järgi (Järvekülge 2001).

⁶ The concept of drainage basin has been used after the division by A. Järvekülge (Järvekülge 2001).

rekultiveeritud (savikihiga kaetud) rikastusjäätmete hoidla, milles jäätmete U-sisaldus jääb üldjuhul alla 200 mg/kg, kuid erandjuhtudel ulatub 940 mg/kg (Ehdwall *et al.* 1994), paikneb samuti mere kaldal. Kaasajaks on uraanirikastus-

3. Uuritus

Radooni tervist kahjustava mõju selgitamise vajadus kerkis päevakorda alles möödunud sajandi alguses 1930-ndatel aastatel, kui selgus, et kõrge Rn-sisaldus kaevanduste õhus oli Joachimsthal⁸ uraanikaevandustes töötavate kaevurite massilise kopsuvähi põhjustaja (Jantsikene, Koch 2009).

Radooniga kaasnevaid negatiivseid mõjusid inimese tervisele on viimastel aastakümnetel mitmekülgset uuritud Rootsis (Mjones 1991; Pershagen *et al.* 1993), Taanis ja teistes Põhjamaades (*Naturally...* 2000), USA-s (Gundersen 1991), Tšehhi Vabariigis (Mikšova, Barnet 2002) ja mujal. Tšehhi Vabariigis tehtud uuringute tulemuste põhjal selgus, et majade siseõhus suurendab Rn-sisalduse tõus üle lubatud piiri (200 Bq/m³) iga 100 Bq/m³ võrra kopsuvähi riski 9–15% ja enam (Mikšova, Barnet 2002). Kokkuvõtte Rn mõjust inimese tervisele on toodud WHO käsiraamatus (WHO 2009). USA meditsiiniteadlased on leidnud, et Rn põhjustab ka valgeveresust (Lauren *et al.* 2016).

Rn-sisalduse ja looduskiirguse taseme uuringute aluseks on radioaktiivsete elementide, esmajärjekorras U-, kuid samuti Th-sisalduse selgitamine pinnakattes ja selle all levivates aluspõhjakiivimites. Eesti aluspõhjakiivimites algasid U- ja Th-sisalduse uuringud vahetult pärast II Maailmasõda. Uuringud olid suunatud peamiselt U-maardlate otsingutele. U-sisaldust määrati Alam-Ordoviitsiumi Pakerordi lademe graptoliitargilliidis (end diktüoneemakilt) ja vähesel määral fosforiidis. Nende tööde käigus kontuuriiti 1956. a U tootmiseks sobilik Aseri–Sillamäe piirkond, kus graptoliitargilliidi keskmiseks U-sisalduseks saadi 240–300 mg/kg. Tol perioodil Sillamäe–Aseri piirkonnas teostatud uuringute andmed Eesti Geoloogiakeskuse fondis puuduvad.

U- ja Th-sisalduse ulatuslikum uuring Eesti pinnases ja aluspõhjakiivimites algas 1958. a riikliku geoloogilise kaardistamise (mõõtkavas 1 : 200 000) ja teiste tööde käigus detailsete U-otsingute suunana. Tulemusena selgitati pinnases ja puuraukudes aluspõhjakiivimite loodusliku gammakiirguse tase. Kõrge kiirgustasemega pinnasest ja aluspõhjakiivimiteist võetud proovides määrati ka U- ja Th-sisaldus.

tehasest kujunenud üks maailma esinduslikumaid sisseveetaval haruldaste leelis-muldmetallide toormel töötav metallurgiaettevõtte SILMET⁷. Lisaks SILMET-ile on Sillamäele ehitatud Ida-Eesti suurim kauba- ja reisisadam.

Nende tööde tulemusena avastati Kirde-Eestis Kesk-Ordoviitsiumi kivimites Konsu U mineraalistumine (Баранкин 1962), Lõuna-Eestis Devoni settekivimite mõnedes tumedamates savirikastes erimites kõrgendatud U-sisaldus ning mõne kilomeetri kaugusel kaasaja Eesti idapiirist intensiivne U mineraalistumine. Viimase piires ulatub U-sisaldus 300 mg/kg ja mõne sentimeetri paksustes kihtides üle sellegi (Саммет и др. 1974).

Graptoliitargilliidi ja fosforiidi U- ja Th-sisalduse selgitamine intensiivistus fosforiidimaardlate uuringute käigus alates 1972. a ja kestis kuni 1986. a.

Eesti pinnase oluliste looduskiirguse komponentide, nagu U- ja Th- ning lisaks K-sisalduse sihipärane uuring algas 1985. a, kui alustati Eesti mulla plaanipäraselt geokeemilist kaardistamist. Sellest ajast kuni 2000. aastani määrati nende elementide sisaldus ligi 860 mulla C-horisoni proovis (Petersell jt 2000). Nende tööde käigus selgus, et ligi 20–30% pinnaseproovides ületab U-sisaldus 4–5 mg/kg piiri. Rootsi Kiirguskaitse Instituudi andmetele tuginedes loeti sellised alad potentsiaalselt radooni-ohlikeks (Åkerblom 1994).

Esimesed Rn-sisalduse otsemõõtmised Eesti majade keldrite või esimese korruse õhus tehti aastail 1985–1990 (Наумов и др. 1993). Plaanipäraseid uuringuid alustas Eesti Kiirguskeskus⁹ iseseisvalt ja koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudiga 1994. aastal. Käesolevaks ajaks on Eestis tehtud üle 5000 juhusliku Rn otsemõõtmise ühekorruseliste majade ja mitmekorruseliste majade esimese korruse siseõhus. Mõõteandmed näitavad, et majade õhus on Rn-sisaldus väga varieeruv (Pahapill 2000; Pahapill *et al.* 2003). Rn kontsentreerub sageli ruumide õhus. Põhjamaade poolt soovitatud ja Eesti poolt üle võetud ning standardiga määratud sihttasemest (200 Bq/m³) on Rn-sisaldus kõrgem erinevate maakondade lõikes kuni 35% ning asulate lõikes kuni 72% mõõdetud elamutes. Maksimaalsed Rn-sisaldused ulatuvad 800–3000 Bq/m³ ja on erandjuhtudel suuremaki. Juba aastaks 2000 selgus, et individuaalmajade siseõhu keskmise Rn-sisalduse tasemelt on Eesti Euroopa riikide reas kolmandal kohal pärast Soomet ja Rootsit.

In Kunda, production of clinker and various types of cement from local raw material continues by the descendant of the cement factory founded in 1870, Kunda Nordic Tsement. The production volume is about million tons per year. Building material factory AEROC operates using carbonate rock unsuitable for cement raw material and terrigenous material from the region. Aseri brick factory continues its operation in Aseri.

During 1948–1980 there was a plant enriching uranium by the sea shore in Sillamäe. During the first years the raw material was graptolite argillite, later ore imported from

3. Earlier research

The need for finding out the negative health effect on radon became actual first during the beginning of the former century and in the 1930s, when it was discovered that high Rn concentration in air in uranium mines in Joachimsthal⁸ was a major cause for miners developing lung cancer (Jantsikene, Koch 2009).

The negative effects on human health related to radon have been studied widely during recent decades in Sweden (Mjones 1991; Pershagen *et al.* 1993), Denmark and other Nordic countries (*Naturally...* 2000), in the USA (Gundersen 1991), in the Czech Republic (Mikšova, Barnet 2002) and elsewhere. Studies made in Czech Republic showed that every 100 Bq/m³ increase of Rn concentration in indoor air above the permitted level (200 Bq/m³) increases the risk of lung cancer for 9–15% or more (Mikšova, Barnet 2002). A summary of the effect of Rn on human health is given in the WHO handbook (WHO 2009). Medical scientists from U.S. have found that Rn also causes leukemia (Lauren *et al.* 2016).

The basis for studying Rn concentration and the level of natural radiation is to define the concentration of radioactive elements, first of all the one of U but also the one of Th, in the sedimentary cover and underlying bedrock. Studies of U and Th concentration in Estonian bedrock started immediately after the World War II. The research was mainly focused on exploration of U deposits. U concentration was determined in Lower Ordovician Pakerordi stage graptolite argillite (formerly called as Dictyonema shale), and to a small extent in phosphorite. Aseri–Sillamäe region, suitable for U production was outlined during these studies in 1956. There the average U concentration in graptolite argillite was found to be 240–300 mg/kg. Material on investigations in the Sillamäe–Aseri region during that period are missing from the archives of the Geological Survey of Estonia.

Czechoslovakia, Hungary, Germany, Bulgaria and other countries. The recultivated (covered with a layer of clay) storage of its enrichment waste is also located by the sea shore. The U concentration of this waste is mostly below 200 mg/kg, but reaches 940 mg/kg in exceptional cases (Ehdwall *et al.* 1994). By today, the uranium enrichment plant has become one of the most presentable metallurgical company in the world, SILMET⁷, which uses imported rare alkaline earth metals as raw material. In addition to SILMET, the largest cargo and passenger harbour in east Estonia has been built in Sillamäe.

Wider research on U and Th concentration in Estonian soil and bedrock started as detailed uranium exploration in 1958 during the state-level geological mapping (at the scale 1 : 200 000) and other work. As a result, natural gamma radiation level was found out in soil and drill cores of bedrock. U and Th concentration of samples of soil and bedrock with high radiation level was also determined.

On the basis of these studies, the Konsu U mineralization was discovered in Middle Ordovician rocks in NE Estonia (Баранкин 1962), elevated U concentration was found in some dark varieties of south Estonian Devonian sedimentary rocks, and intense U mineralization was observed at the distance of few kilometres of the current eastern border. U concentration in the latter reaches 300 mg/kg, and even more in layers of a few centimetres thickness (Саммет и др. 1974).

Clarifying the U and Th concentration of graptolite argillite and phosphorite became more frequent when the phosphorite deposits were explored in the period 1972–1986.

Purposeful research on concentration of essential components of natural radiation, such as U and Th, and also K, in Estonian soil began in 1985 when systematic geochemical mapping of Estonian soils was started. From that time until 2000, the concentration of these elements was determined in about 860 samples of the soil horizon C (Petersell *et al.* 2000). This research showed that U concentration exceeds the limit 4–5 mg/kg in about 20–30% of soil samples. Basing on data from the Swedish Radiation Protecting Institute, such areas were considered as potentially hazardous in regard with radon (Åkerblom 1994).

First direct measurements of Rn concentration in indoor air of cellars or ground floor in Estonian houses were conducted in 1985–1990 (Наумов и др. 1993). The Estonian Radiation

⁷ Alates 05.09.2017 – NPM Silmet OÜ.

⁸ Uraanikaevandus Loode-Tšehhis, Saksamaa piirist ca 5 km kaugusel asuva Jáchymovi linna lähedal.

⁹ Aastast 2009 Keskkonnaameti kiirgusosakond.

⁷ From 5 September 2017, NPM Silmet OÜ.

⁸ Uranium mine in NW Czech Republic near to the town Jáchymov some 5 km from the border with current Germany.

Kõrge Rn-sisaldus majade siseõhus kinnitas selle põhjuste väljaselgitamise vajaduse. Algas Rn sisalduse selgitamine Eesti pinnaseõhus kui peamises majade siseõhu Rn-allikas ja mõne aastaga kujunes see aktuaalseks ning oluliseks keskkonnauuringute suunaks.

Eesti pinnaseõhus määrati Rn-sisaldus esimestes üksikpunktides 1995. a koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudi teadlastega ja nende aparatuuriga. Saadud määrangute alusel ulatus Sillamäe linna territooriumi pinnaseõhu Rn-sisaldus kuni 2500 kBq/m³ (Pahapill 2000).

Tuginedes graptoliitargilliidi ja fosforiidi avamustele, piiritlesid R. Raudsep ja G. Samuel 1999. a. Eestis esmakordselt radooniohtlikud alad (Raudsep, Samuel 1999).

Lähtudes teadmistest, et majade siseõhu Rn peamiseks allikaks on pinnas, alustas Eesti Geoloogiakeskus 2001. a koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudi ja

Rootsi Geoloogiateenistusega Eesti maismaa Rn-riski kaardistamist. Viimase teostamisel tugineti Rootsis väljatöötatud (Åkerblom 1994; Clavensjö, Åkerblom 1994) ja Eesti geoloogiliste tingimuste jaoks kohaldatud meetodikale. Paralleelselt pinnase Rn-riski taseme kaardistamisega selgitati pinnase looduskiirguse tase. Kaardistamise tulemusel (Petersell jt 2004; Petersell *et al.* 2005) selgus, et ligi 1/3 Eesti maismaast on kas radooniohtlik või eriti radooniohtlik, kus Rn-sisaldus pinnaseõhus ületab radooniohtliku pinnase taset (50 kBq/m³) kuni 5 korda ja enamgi. Kuni 2015. aastani on pinnase Rn-riski ja looduskiirguse taset detailiseeritud Viimsi poolsaarel, Ida-Virumaal, Rakveres ja Harjumaal, samuti Tallinna piires (Petersell jt 2004; 2008; 2009; 2015). Samal perioodil jälgiti erinevatesse geoloogilistesse tingimustesse rajatud monitooringupunktides pinnaseõhu Rn-sisalduse käitumist ajas (Petersell jt 2012, 2015). Eesti Geoloogiakeskuse poolt teostatud pinnase Rn-riski uuringute olulisemad tulemused on avaldatud ka rahvusvahelistes teadusajakirjades (Jüriado *et al.* 2011; 2014; Petersell *et al.* 2015; 2016).

4. Geoloogilise ehituse põhijooned

Eesti paikneb Ida-Euroopa settelava loodeosas Fenno-skandia (Balti) kilbiga piirneval alal. Selle piirkonna geoloogilisest arengust tingituna koosneb siinse maakoore ülemine osa kolmest üksteisel lasuvast, kivimiliselt oluliselt erinevast kivimkompleksist: proterosoilisest kristalsest aluskorrast, sellel lasuvatest Ediacara (end *Vend*) ja Paleosoikumi settelistest aluspõhjakiivimitest ning neid katvatest pudedatest Kvaternaari setetest ehk pinnakattest. Viimastes osalevad suuremal või väiksemal määral kõigi eelpool mainitud kivimkomplekside purustatud ja peenestatud erimid. Nendest koosnev pinnakate moodustab pideva katte, mis lasub väga muutliku reljeefiga aluspõhja kivimitel (Kaart 4.3).

4.1 Aluskord ja aluspõhi

Eesti pinnase mineraalset ja keemilist koostist mõjustavad kristalse aluskorra kivimid avanevad vahetult pudedate Kvaternaari setete all Soome lahe kesk- ja põhjaosas, Lõuna- ja Kesk-Soomes ning samuti Läänemere põhjas ja teistel Fenno-skandia kilbi aladel. Need on esindatud erineva mineraalse ja keemilise koostisega kiltade ja gneissidega ning intrusiivsete kivimitega, mille koostis varieerub happelistest kuni ultraaluselisteni. Ka leelisrea kivimid on esindatud. Paljudes kohtades Lõuna-Soomes ja

Karjala lõunaosas paljanduvad pudedate setete all U-, Th- ja K-rikkad rabakiviformatsiooni graniidid, harvem teised graniidid, granodioriidid ning migmatiidgraniidid. Nendes kivimites ulatub U-sisaldus kuni 10–12 mg/kg, mõnikord enamgi (Koljonen 1992). Olulisemat mõju Eesti pinnase Rn sisaldusele on mainitud kivimitest avaldanud rabakiviformatsiooni kuuluvad graniidid.

Soome lahe lõunaosas ja kogu Eesti territooriumil on kristalse aluskorra kivimid kaetud Ediacara ja Paleosoikumi settekiivimitega. Nende kompleksite kivimid moodustavad subparalleelseid kihte, mis on koos aluskorra pealispinnaga kallutatud lõunasse, langusega ligi 3 m 1 km kohta. Sellest tulenevalt avanevad aluspõhjakiivimid lääne-idasuunaliste võõnditena, kus vanemaid kivimeid katavad lõuna suunas järjest nooremad kivimid (Kaart 4.1). Settekiivimite kompleksi paksus suureneb lõuna suunas ja ulatub Lõuna-Eestis 600 meetrini. See üheilmeline lasuvus on rikutud väikese-amplituudiliste Viivikonna, Aseri, Tapa jt tektooniliste riketega, Uljaste ja Assamalla kristalse aluskorra reljeefi jääkkõrgendikega, Mõniste–Lokno tektooniliste kergetega, ligi 4 km läbimõõduga Kärkla ringstruktuuriga ning väikesemõõduliste Kaali ja Ilumetsa meteoriidikraatritega (*Geology...* 1997).

Vahetult aluskorra murenenu pinnal lasuvad Ediacara ja Kambriumi savid, aleuriidid ja liivakivid. Kivimite kogu-

Centre⁹ started systematic studies independently and in co-operation with the Swedish Radiation Protection Institute in 1994. More than 5000 random direct measurements of Rn has been made for indoor air in one-storey houses and in ground floors of multi-storey houses in Estonia by now. The data show that Rn concentration in indoor air of houses varies considerably (Pahapill 2000; Pahapill *et al.* 2003). Rn concentrates often in indoor air. In comparison with the threshold value recommended by the Nordic countries, adapted and standard-regulated by Estonia (200 Bq/m³), Rn concentration measured in indoor air of detached houses was essentially higher. The difference between counties was up to 35% and between single settlements up to 72%. Maximum Rn concentrations reach 800–3000 Bq/m³ and may be even higher in exceptional cases. Already in 2000, it was found out that in regard with Rn concentration in indoor air of private residences Estonia is the third in Europe after Finland and Sweden.

High Rn level in indoor air confirmed the need for clarifying its causes. Investigation of Rn concentration in Estonian soil as a principal source of Rn in indoor air was initiated. During a few years it became a topical and essential trend in environmental studies.

Rn concentration in soil air in Estonia was first determined at individual study points in 1995 in co-operation with the scientists using their own equipment from the Swedish Radiation Protection Institute. On the basis of these determinations it was found that Rn concentration in soil air in the territory of the Sillamäe town reached up to 2500 kBq/m³ (Pahapill 2000).

4. Main features of geology of Estonia

Estonia is located in the north-western part of the East European sedimentary platform, bordered by the Fenno-scandian (Baltic) Shield. As a result of the geological history of this region, the upper part of the Earth's crust consists of three rock complexes lying on top of each other: the Proterozoic crystalline basement, on top of it Ediacaran (obsolete name *Vendian*) and Palaeozoic sedimentary bedrock, and as uppermost, loose Quaternary sediments or the sedimentary cover. The cover consists to a larger or smaller extent of crushed and ground material originating from all the above-mentioned rock complexes. The cover is ubiquitous, lying on bedrock with very varying relief (Map 4.3).

R. Raudsep and G. Samuel outlined the radon risk areas in Estonia for the first time in 1999, on the basis of areal distribution of graptolite argillite and phosphorite (Raudsep, Samuel 1999).

On the basis of the knowledge that the principal source of indoor air Rn is soil, the Geological Survey of Estonia started in 2001 mapping of Rn risk of mainland Estonia in co-operation with the Swedish Radiation Protection Institute and the Swedish Geological Survey. It based on methodology developed in Sweden (Åkerblom 1994; Clavensjö, Åkerblom 1994) and accommodated for Estonian geological conditions. In parallel with mapping the level of Rn risk in soil, the level of natural radiation was determined. As a result of mapping (Petersell *et al.* 2004; 2005) it was found out that nearly 1/3 of mainland Estonia has a high or very high radon risk. There Rn concentration in soil air exceeds the radon risk level (50 kBq/m³) up to five or more times. Until 2015, Rn risk in soil and the level of natural radiation have been studied in detail in the Viimsi peninsula, Ida-Virumaa, Rakvere and Harjumaal, as well as within Tallinn (Petersell jt 2004; 2008; 2009; 2015). Temporal behaviour of soil air radon was followed during the same period at monitoring sites set up in various geological conditions (Petersell *et al.* 2012, 2015). The essential results of Rn risk research by the Geological Survey of Estonia has also been published in international journals (Jüriado *et al.* 2011; 2014; Petersell *et al.* 2015; 2016).

4.1 Basement and bedrock

The crystalline basement rocks affecting the mineralogical and chemical composition of Estonian soil crop out immediately below the loose Quaternary sediments in the middle and north parts of the Gulf of Finland, in southern and central Finland as well as at the bottom of the Baltic Sea and in other areas of the Fenno-scandian Shield. They are represented by slates and gneisses of various mineralogical and chemical composition and by intrusive rocks with composition varying from felsic to ultramafic. Also alkaline rocks are represented. At several locations in south Finland and south part of Karelia loose sediments are underlain by rapakivi formation granites rich in U, Th and K, more seldom other granites, granodiorites or migmatite granites. U concentration in these rocks reaches up

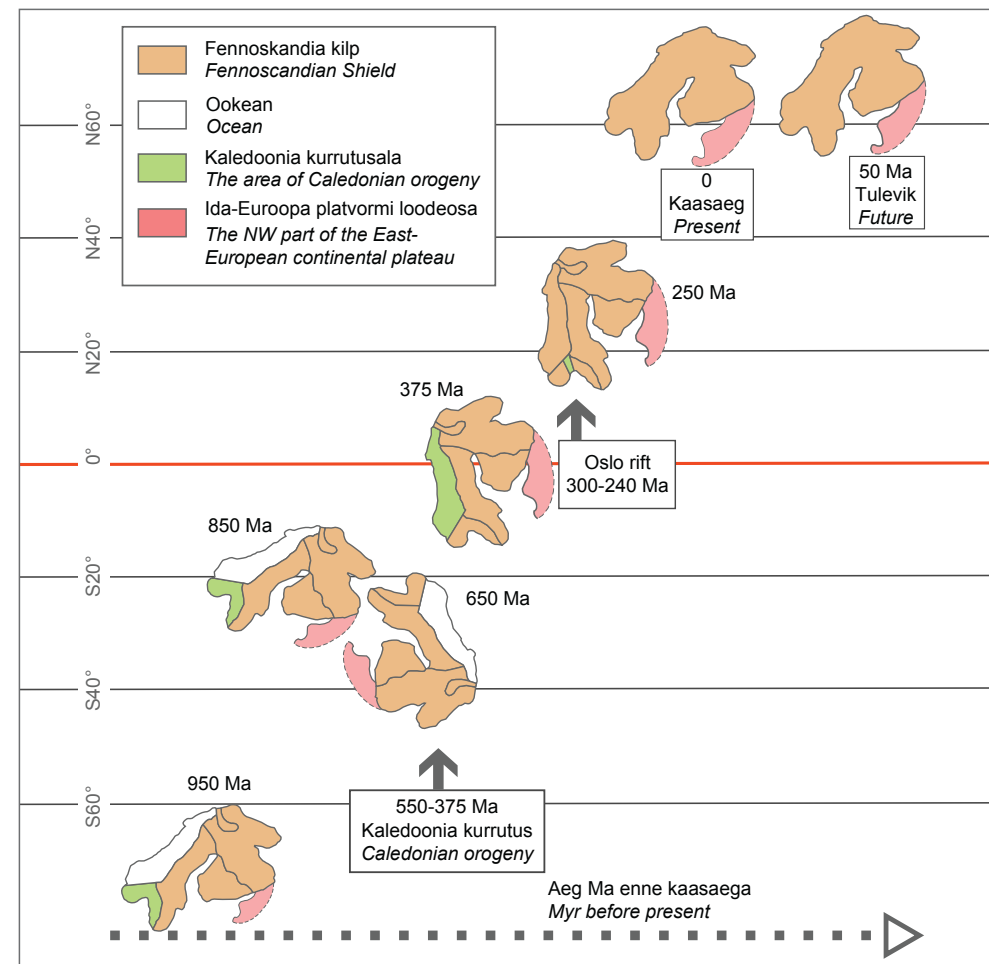
⁹From 2009 The Radiation Department of the Estonian Environmental Board.

paksus väheneb Põhja-Eestis nende avamusvööndi piires 180–160 meetrist idas kuni 130–110 meetrini läänes. Vaadeldavad omaaegse normaal- ja madalmerere setted koosnevad peamiselt kvartsist, päevakividest, vilkudest ja savimineraalidest: kaoliniidist, illiidist ning mõningal määral kloriidist ja montmorilloniidist. Karbonaadid kas puuduvad või on esindatud vähesel määral (Вииндинг и др. 1983). Ka U- ja Th-rikkad mineraalid esinevad hajutatult, peamiselt murenemisele vastupidavate erimitena (tsirkoon, monatsiit, ksenotiim ja apatiit).

Kambriumi settekivimitel lasuvad märgatava põiksusega Alam-Ordoviitsiumi oobolusliivakivi ja selle fosforirikas erim fosforiit, graptoliitargilliit (end diktüoneemakilt) ning savi ja glaukoniitliivakivi (-savi). Need kivimid moodustavad Alam-Ordoviitsiumi terrigeense kompleksi ja paljanduvad klindil ning lubjakiviplateosse lõikuvates

orgudes. Nende paljandid on jälgitavad Narvast kuni Paldiskini, ent lääne pool Pakri saari jäävad juba merepinna alla. Alam-Ordoviitsiumi terrigeense kompleksi erimid: graptoliitargilliit ja oobolusliivakivi (fosforiit), on U-, K- ja mitmete mikroelementide rikkad (Loog, Petersell 1994; Petersell 1991), nad on olulised Rn- ning looduskiirguse allikad.

Alam-Ordoviitsiumi terrigeensete kivimite avamustest lõuna suunas kuni Navesti–Mustvee jooneni paljanduvad või avanevad Kvaternaari setete all Ordoviitsiumi ja Siluri karbonaatsed kivimid: lubjakivid, dolomiidid, merglid ja domeriidid. Kesk-Ordoviitsiumi Uhaku ja Kukruse lademes esinevad lisaks põlevkivi ehk kukersiidi kihid. Viimased moodustavad Eesti ja Tapa põlevkivimaardla ning kiilduvad välja lääne pool Kehrat. Kõik need kivimid on madala normaalmerere setted.



Joonis 4.1. Fennoskandia kilbi triiv Fanerosoikumis (Koljonen 1992, autorite täiendustega).
Figure 4.1. The drift history of the Fennoscandian Shield (Koljonen 1992, with complementings of authors).

to 10–12 mg/kg, sometimes higher (Koljonen 1992). Granites of rapakivi formation type have the most essential effect on Rn concentration in Estonian soil.

The rocks of crystalline basement are covered by Ediacaran and Palaeozoic sedimentary rocks in the south part of the Gulf of Finland and throughout the Estonian territory. The rocks of these erathems form subparallel layers, which incline together with the basement surface towards the south, approximately 3 m per 1 km. Accordingly, the bedrock crops out as zones in the east-west direction, where older rocks are covered by increasingly younger rocks towards the south (Map 4.1). The thickness of the sedimentary rock complex increases towards the south and reaches 600 m in south Estonia. These uniform strata are cut by small-amplitude Viivikonna, Aseri, Tapa and other tectonic fractures, with the relict heights of crystalline basement in Uljaste and Assamalla, Mõniste–Lokno tectonic uplift, Kärkla ring structure about 4 km in diameter and small-scale meteoritic craters of Kaali and Ilumetsa (Geology... 1997).

Ediacaran and Cambrian clays, silts and sandstones lie immediately on the weathered surface of the basement. The total thickness of them within their outcrop zone decreases from 180–160 m in the east to 130–110 m in the west. Marine and shallow sea sediments consist mainly of quartz, feldspars, micas and clay minerals: kaolinite, illite and to some extent chlorite and montmorillonite. Carbonatites are either absent or are presented only to a small extent (Вииндинг и др. 1983). Also minerals rich in U and Th are found sporadically, in weathering-resistant forms (zircon, monazite, xenotime and apatite).

Cambrian sedimentary rocks are overlain with a distinct unconformity by Lower Ordovician Obolus sandstone and its phosphorus-rich phosphorite, graptolite argillite (formerly called as Dictyonema shale), clay and glauconite sandstone (-clay). These rocks form Lower Ordovician terrigenous complex. They crop out along the klint and in valleys cutting the limestone plateau. These outcrops can be followed from Narva to Paldiski, but to the west of the Pakri islands they are below sea level. The varieties of the Lower Ordovician terrigenous complex: graptolite argillite and Obolus sandstone (phosphorite), are rich in U, K and many microelements (Loog, Petersell 1994; Petersell 1991). They are essential sources of Rn and natural radiation.

To the south of the exposures of Lower Ordovician terrigenous rocks until the Navesti–Mustvee line Ordovician and Silurian carbonatite rocks – limestones, dolomites, marls and domerites – either crop out or lay under the Quaternary sediments. There are also layers of oil shale or kukersite in the Middle Ordovician Uhaku and Kukruse Stages. The latter form the oil shale deposits of Estonia and Tapa and wedge out to the west of Kehra. All these rocks are sediments of shallow sea.

Devonian sandstones and silts, rarely also clays are exposed or crop out under Quaternary sediments in south Estonia, to the south of the Navesti–Mustvee line. An exception is formed by marls of the Narva stage at the west bank of the River Narva and as a narrow belt in central Estonia. This is also the case with the outcrops of dolomite, domerite and dolomitized limestone in SE Estonia. The dominant mineral in Devonian terrigenous sedimentary rocks is quartz. Feldspars, micas, illite, at places kaolinite and chlorite are represented more modestly. Sandstones poor in clay minerals are often enriched with zircon. Orthite, monazite, apatite and Fe minerals occur in them.

Devonian marls have settled mainly in coastal shallow sea, at places in lagoon. The carbonatite rocks have settled in shallow sea. Sandstones, siltstones and clays are characterized principally by red hue from iron compounds, rhythmic nature and frequent cross-bedding (Rõõmusoks 1983). Red colour formed already while the sediments settled, when red-brown colloidal iron hydroxides separated from water solutions (Viiding 1961). These are typical sediments of river beds, deltas, lakes and coastal sea, which were transported in the sedimentation area in tropical climatic conditions from both the Caledonian mountain range currently located in northern Scandinavia, and from the Fennoscandian Shield.

The average concentration of macro- and microelements in the Fennoscandian Shield is close to the average of the Earth's crust (Koljonen 1992). Research on both macro- and microelement concentration of Estonian bedrock has been made only to very modest extent, the Lower Ordovician Tremadocian terrigenous complex being an exception. Deducing from mineral content and exploration data of mineral resources, the element concentration of Estonian bedrock is likely close to the average composition of clays, sandstones or carbonatite rocks in the Earth's crust (Turekian, Wedepohl 1961).

The Devonian period was followed in the geological event sequence of Estonian territory by a very long continental period, lasting ca 400 million years, likely without pauses. During this period, Estonia together with the Fennoscandian shield „drifted” through tropical and subtropical climate zones and ended up in the temperate climate zone (Figure 4.1). Preserved deep valleys (up to 200 m or more) prove that in the end of the (continental?) period without sediments there was an uplift of the territory and intense erosion. Without doubt there was denudation of the weathered crust which had been developing in conditions of different climatic zones, and accumulation of eroded material. Weathered crust with varying mineral composition and very varying degrees of weathering had been formed by the starting period of continental glaciation.

Lõuna-Eestis, lõuna pool Navesti–Mustvee joont, paljanduvad või avanevad Kvaternaari setete all Devoni liivakivid ja aleuroliidid, harva ka savid. Erandi moodustavad Narva jõe läänekaldal ja kitsa vööna Kesk-Eestis Narva lademe merglite ning Kagu-Eestis dolomiidi, domeriidi ja dolomiidistunud lubjakivi avamused. Devoni terrigeensete settelike valdavaks mineraaliks on kvarts, tagasihoidlikumalt esindatud päevakivid, vilgud, illiit, paiguti kaoliniit ja kloriit. Savimineraalide-vaesed liivakivid on sageli rikastunud tsirkooniga. Nendes esineb ortiiti, monastiiti, apatiiti ja Fe-mineraale.

Devoni merglid on settinud peamiselt rannikulähedases, kohati laguunes madalmeres, karbonaatsed kivimid – madalas normaalmeres. Liivakive, aleuroliite ja saviseid iseloomustab valdavalt raua ühenditest tingitud punakas värvus, rütmiline iseloom ja sagedane põimjaskihilisus (Rõõmusoks 1983). Nimetatud punakas värvus tekkis juba setete ladestumise ajal, mil vesilahustest settisid välja punakaspruunid kolloidsed raudhüdrosiidid (Viiding 1961). Need on tüüpilised jõgede sängide, deltade, järvede ja rannikulähedase mere setted, mis kandusid settimispiirkonda troopilise kliima tingimustes nii kaasajal Skandinaavia põhjaosas paiknevast Kaledoniidide mäeahelikust kui ka Fennoskandia kilbit.

Fennoskandia kilbi kivimite makro- ja mikroelementide keskmine sisaldus on lähedane maakoore keskmisele (Koljonen 1992). Eesti aluspõhjakevimeite nii makro- kui ka mikroelementide sisaldust, välja arvatud Alam-Ordoviitsiumi Tremadoc'i kuuluvast terrigeenses kompleksis, on uuritud väga tagasihoidlikult. Mineraalsest koostisest ja maavarade uuringute andmetest lähtudes on need tõenäoliselt lähedased vastavalt kas savide, liivakivide või karbonaatsete kivimite maakoore keskmisele sisaldusele (Turekian, Wedepohl 1961).

Geoloogiliste sündmuste reas järgnes Eesti territooriumil Devoni ajastule väga pikk, tõenäoliselt vaheaegadeta ca 400 miljonit aastat kestnud kontinentaalne periood. Selle perioodi kestel "triivis" Eesti koos Fennoskandia kilbiga läbi troopilise ja subtroopilise kliimavöötmega ning jõudis parasvöötmesse (Joonis 4.1). Säilinud sügavad (kuni 200 m ja enam) orud tõestavad, et seteteta (tõenäoliselt kontinentaalse) perioodi lõpus toimus territooriumi tõus ja intensiivne erosioon. Kahtlemata toimusid erinevate kliimavöötmete tingimustes kujunenud murenemiskooriku denudatsioon ja erodeeritud materjali akumulatsioon. Mandrijäätumise algperioodiks kujunes muutliku mineraalse koostise ja väga erineva murenemisastmega murenemiskoorik.

4.2 Pinnakate

Kvaternaari setete hulgas on kindlasti esikohal mandri- ja liustikusetted – moreen ja Balti jääpaisjärve, kohalike jääjärvede ning vooluvete savid, aleuriidid ja liivad, harva kruusad (Kaart 4.2). Balti mere pärastjääaegsete ehk Holotseeni arengustaadiumide aleuriitide ja liivade levik on piiratud. Samuti on tagasihoidlikult esindatud jõgede sängi- ja lammisetteid: savid, aleuriidid ja liivad (Geology... 1997). Kvaternaari setete paksus on väga erinev, mõnekümnest sentimeetrist alvarite piires kuni kümnete ja sadade meetriteni kõrgustike ja ürgorgude piires (Joonis 4.2).

Mandriustikud tõid Eestisse suurtes kogustes Läänemere, esmajärjekorras Soome lahe põhjas, Lõuna-Soomes ja Lõuna-Karjalas ning osaliselt ka Fennoskandia kilbi teistel aladel paljanduvat kristalse aluskorra kivimite ja maakide peenestatud osakesi, veeriseid ja rahne (Viiding 1984). Koos erineva hulga kristalse aluskorra kivimitega purustasid liustikud Eesti aluspõhjakevimeid, peenestasid neid ja kandsid kümneid ja sadu kilomeetreid lõuna suunas. Osaliselt sorteeriti see materjal voolu- ja jääjärvede vee poolt (oosid, sandurid, ürgorude liiv jm), mis jäi omakorda lamama valdavalt moreenile. Paljudes kohtades, eriti Põhja-Eesti karbonaatsel platool, jäi setete paksus väga väikeseks (< 1 m), tekkisid eeldused alvarite kujunemiseks. Kujunenud liustikusetete lõimis ja mineraalne ning keemiline koostis jäid väga heterogeenseteks (Petersell jt 2000).

Võib eristada kolme peamist geneetiliselt erinevat litoloogilis-keemilise läbilõike tüüpi: moreen, moreeni meetritepaksuse kihina katvad jääjärvede ja jäävooluvee setted ning segaläbilõige. Viimasele on iseloomulik, et osaliselt läbipeetud moreeni katavad mõnekümne sentimeetri kuni meetripaksuselt jääjärvede aleuriidid, liivad või savid. See tüüp on laialt levinud tasastel madalatel aladel, harvem kõrgendike (positiivsete vormide) lauetel nõlvadel ja ürgorgudes. Erandi moodustavad servamoodustiste vööndid ja ürgorud, kus Kvaternaari setete paksus, lõimis, mineraalne koostis ja geneetiline tüüp on väga muutlikud.

Liustiku taandumisel allusid rannikuvööndis levivad Kvaternaari setted Läänemere Holotseeni arengustaadiumide mõjule. Nendele setetele lisandus klindilt mere abrasiooni mõjul kujunev peenestatud materjal, selle hulgas U- ja K-rikas graptoliitargilliidi peenes ja purd. Toimus nende setete segunemine, sorteerimine ja taasladestumine. Samal ajal algas liustikujärgne maapinnatõus, mille tõttu need setted on kaetud mere suunas järjest nooremate setetega (sagedamini aleuriitide ja liivadega). Pärast territooriumi vabanemist mandrijääst algas soode areng, millest paljud läbisid madal- ja siirdesoo staadiumi ning kujunesid rabaks.

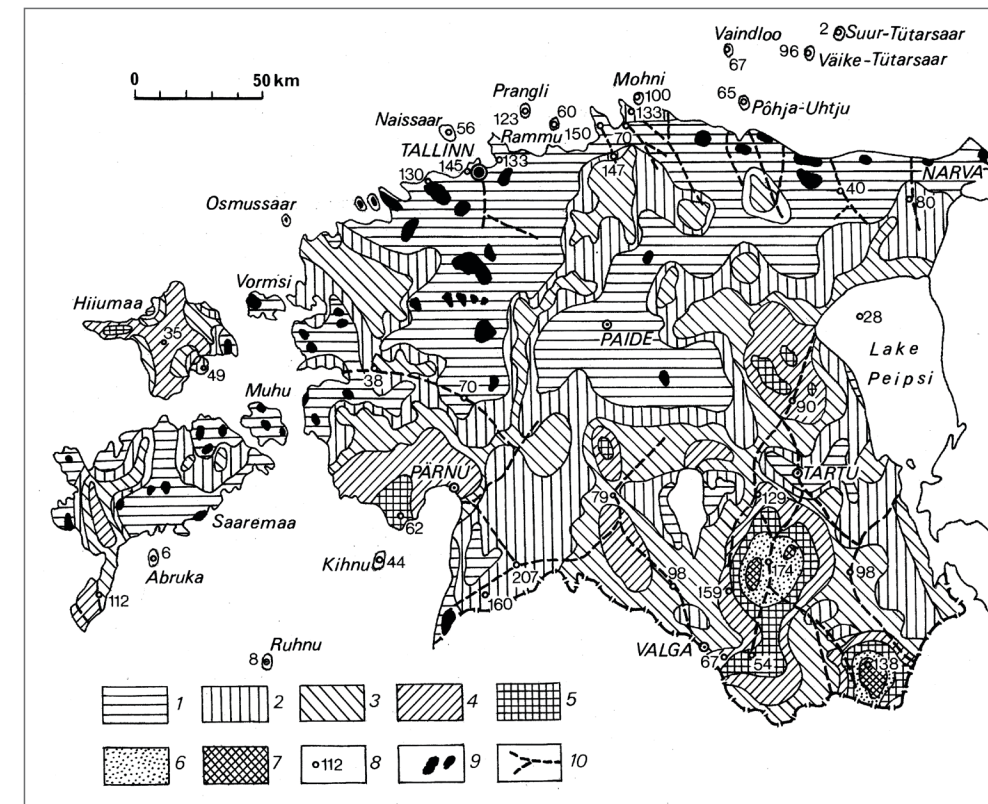
4.2 Sedimentary cover

The number one among the Quaternary sediments are surely glacial sediments of the continental ice cap – till together with clays, silts and sands, less often gravels, of the Baltic Ice Lake, local glacial lakes and of glaciofluvial origin (Map 4.2). Silts and sands of the postglacial or Holocene development stages of the Baltic Sea are not widespread. Also fluvial sediments of river beds or floodplains – clays, silts and sands – are modestly represented (Geology... 1997). The thickness of Quaternary sediments is very varying, from a few tens of centimetres within alvars up to tens and a couple of hundreds of metres within the highlands and ancient valleys (Figure 4.2).

The continental ice brought to Estonia vast amounts of crushed particles, pebbles and boulders of crystalline basement rocks and ores cropping out at the bottom of the Baltic Sea (principally the Gulf of Finland), in south Finland, in south Karelia and partly in other areas of the Fennoscandian Shield

(Viiding 1984). Together with various amounts of rocks from the crystalline basement, glaciers crushed Estonian bedrock, grinded pieces of it and carried them tens to hundreds of kilometres towards south. This material was partly sorted by fluvial and glaciolacustrine waters (eskers, sandurs, sand of ancient valleys, and others), remaining chiefly laying on till. At many locations, particularly on the north Estonian carbonatite plateau, the sedimentary thickness stayed very small (< 1 m), and thus prerequisites for development of alvars were available. Granulometric, mineralogical and chemical composition of the formed glacial sediments remained very heterogeneous (Petersell *et al.* 2000).

Three main genetically differing lithologica-chemical cross-section types can be defined: till, glaciolacustrine and glaciofluvial deposits covering the till as a layer several metres in thickness, and mixed cross-section. It is characteristic to the last one that partly washed till is covered by glaciolacustrine silts, sands or clays by the thickness of some tens of centimetres up to a metre. This type is common on flat



Joonis 4.2. Kvaternaari setete paksus: 1) < 5 m; 2) 5–10 m; 3) 10–20 m; 4) 20–40 m; 5) 40–60 m; 6) 60–80 m; 7) > 80 m; 8) puurauk ja kvaternaari setete paksus; 9) alvar; 10) ürgorg (mattunud org) (Raukas, Kajak, 1997).
Figure 4.2. Thickness of Quaternary deposits: 1) < 5 m, 2) 5–10 m, 3) 10–20 m, 4) 20–40 m, 5) 40–60 m, 6) 60–80 m, 7) > 80 m, 8) borehole and the thickness of Quaternary deposits, 9) alvars, 10) buried valleys (Raukas, Kajak, 1997).

4.3 Radooni ja looduskiirguse lähteallikad

Rn ja looduskiirguse lähteallikateks on Eesti geoloogilises läbilõikes (Kaardid 4.1 ja 4.2) esinevad erinevad U-rikkad kivimid. Looduskiirguse põhjustajadena lisanduvad U-le kivimites esinevad Th ja K.

Käesolevaks ajaks pole Eestis Rn ja looduskiirguse allikad üheselt selgitatud. Olulisemate allikate hulka kuuluvad kindlasti:

- klindil paljanduv U-rikas graptoliitargilliit ning fosforiit (Tabel 4.1, Fotod 4.1, 4.2, 4.3, 4.4),
- kõrge U-sisaldusega Devoni settekivimite mõningad erimid,
- kõrge U-sisaldusega kristalse aluskorra avamustelt pärinev granitoidne materjal (Koljonen 1992),
- võimalikud U-mineraalustumise nähted või veel teadmata allikad.

Alam-Ordoviitsiumi graptoliitargilliit ja oobolusliivakivi paljanduvad klindil ning viimasesse lõikuvate orgude¹⁰ nõlvadel. Mõlemad kivimtüübid levivad Põhja-Eestis subparalleelsete tsoonidena ulatuslikul alal, geoloogilisel läbilõikel (Kaart 4.1) paiknevad kihid Ordoviitsiumi kivimkompleksi alumises piirvööndis. Kivimite kihid sügavnevad lõuna suunas, gradiendiga ligi 3 m/km.

Graptoliitargilliidi paksus suureneb idast lääne suunas 0,1–0,2 meetrist Narva piirkonnas kuni 5–6 meetrini Loode-Eestis. Argilliidi U-sisaldus on varieeruv, kuid jääb valdavalt piiridesse 30–210 mg/kg (Tabel 4.1). Kirde-Eestis ületab üksikutes vahekihtides U-sisaldus 300 mg/kg piiri. Ka K-sisaldus on argilliidis kõrgendatud ja ulatub aleuriidivaestes erimites 5–6% (Petersell 1997; Jüriado, Petersell 2010).



Foto 4.1.
Graptoliitargilliidi ja oobolusliivakivi kunstlik paljand. 1) pinnakatte (kruus ja liiv); 2) graptoliitargilliit; 3) oobolusliivakivi fosforiidi vahekihiga; 4) graptoliitargilliidi vahekihid liivakivis.

Photo 4.1.
Artificial outcrop of graptolite argillite and Obolus sandstone. 1) Quaternary cover (gravel and sand); 2) graptolite argillite; 3) Obolus sandstone with phosphorite interlayers; 4) interlayers of graptolite argillite in sandstone.

Oobolusliivakivi lasub vahetult argilliidi all ja selle paksus ulatub Rakvere piirkonnas 16 meetrini. Olulised Rn-allikad on Ooboluse kaante rikkad liivakivi erimid, nn fosforiit. Oboluse karbikaantes on P- ja U-sisalduse vahel selge positiivne korrelatsioon. Sõltuvalt kaante sisaldusest liivakivis varieerub U-sisaldus valdavalt 4–40 mg/kg (Ллоор, Петерсель 1990).

Lõuna-Eesti Devoni liivakivides esineb mõne sentimeetri kuni 3 m paksuseid tumedama savi ja aleuroliidi vahekihti või läätsi. Sageli on need kõrgendatud U-, Mo-, Pb-, K- ja Th-, harvem teiste elementide sisaldusega. Nii ulatub Joosu savimaardla tumedamas, < 1 m paksuses savivahekihis U-sisaldus 30 mg/kg (karotaaži andmete põhjal). Vahetult Eesti idapiiri taga, Pihkva oblastis, on nende Devoni kivimite vanuselist ja litoloogiliste analoogidega seotud intensiivne U, Mo, Cu jt elementide maagistumine. Maagistunud kivimis ulatub U-sisaldus 300–740 mg/kg (Саммет и др. 1974). Sellele faktile tuginedes pole välistatud ka Eesti territooriumil Devoni setetes U-mineraalustumise olemasolu.

Savimineraalide-vaesed Devoni liivakivid on sageli rikastunud tsirkooniga. Lisaks esineb nendes ortiiti, monatsiiti, apatiiti ja ksenotiimi. Devoni liivakivides ulatub tsirkoonisisaldus 3–5 kg/m³, monatsiidi-, ksenotiimi- jt mineraalide sisaldus 0,2–0,5 kg/m³ (Таалманн 1969). Need mineraalid on sageli U- ja Th-rikkad. Näiteks Tšehhi Vabariigis on peamised radooniriski alad seotud nende mineraalide kõrgendatud sisaldustega (Mikšova, Barnet 2002).

Soomes lahe põhjas, Lõuna-Soomes ja Karjalas paljanduvatest kõrgendatud radioaktiivsusega kristalse aluskorra kivimitest on esikohal rabakiviformatsiooni kuuluvad graniidid, laialt levinud on ka pegmatoidsed graniidid. Need kivimid on laia levikuga ja nende U-sisaldus varieerub 3–12 mg/kg piires ja

lowlands, and occurs more seldom on gentle slopes of heights (positive landforms) or ancient valleys. An exception is provided by zones of lateral moraines and such ancient valleys where the thickness, granulometric and mineral composition and genetic type of Quaternary sediments are very varying.

When the ice cap retreated, the Quaternary sediments lying along the coastal zone became subject to the Holocene development stage of the Baltic Sea. Material from the klint crushed by marine abrasion was added to these sediments, in it also U- and K-rich clastic fragments of graptolite argillite. Mixing, sorting and re-settling of these sediments occurred. At the same time, postglacial rebound was initiated, because of which these sediments are covered by sediments increasingly younger towards the sea (most commonly with silt or sand). The development of fenland started after the territory was released from continental ice, many of which went through the stages of fen and transitional fen and became bogs.

4.3 Sources of radon and natural radiation

Various U-rich rocks in the Estonian geological sequence are the source of Rn and natural radiation (Maps 4.1 and 4.2). Together with U, Th and K in these rocks are causing natural radiation. The sources of Rn and natural radiation in Estonia are so far not unequivocally clarified. Among the most essential sources are definitely:

- U-rich graptolite argillite and phosphorite cropping out at the klint (Table 4.1, Photos 4.1, 4.2, 4.3, 4.4),
- some types of Devonian sedimentary rocks with high U concentration,
- granitoid material with high U concentration, originating from outcrops of crystalline basement (Koljonen 1992),
- possible occurrences of U mineralization or so far unknown sources.

Lower Ordovician graptolite argillite and Obolus sandstone crop out at the klint and on the slopes of valleys¹⁰ cutting it. Both rock types outcrop in north Estonia as subparallel zones over a widespread area. In the geological section both rock types are situated in the lower part of the Ordovician rock complex (Map 4.1). The rock layers dive deeper towards the south with the gradient of about 3 m/km.

The thickness of graptolite argillite increases from east to west from 0.1–0.2 m in the Narva region up to 5–6 m in NW Estonia. U concentration of the argillite varies but remains chiefly within 30–210 mg/kg (Table 4.1). U concentration exceeds 300 mg/kg in NE Estonia in occasional interlayers. Also K concentration is elevated in argillite, reaching 5–6% in varieties poor in silt (Petersell 1997; Jüriado, Petersell 2010).

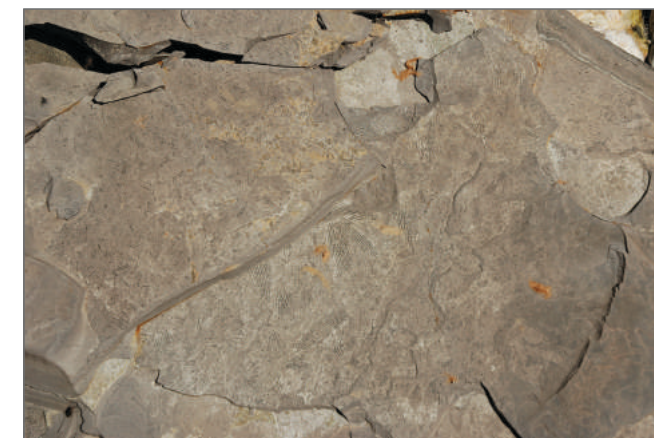


Foto 4.2. Graptoliitargilliit (Toolse; eU-sisaldus 100–200 mg/kg)
Photo 4.2. Graptolite argillite (Toolse; eU concentration 100–200 mg/kg)

Obolus sandstone lies immediately below argillite. Its thickness reaches 16 m in the Rakvere region. Varieties rich in Obolus shells, so-called phosphorite, are essential sources of Rn. There is a clear positive correlation between concentrations of P and U in Obolus shells. Depending on the amount of shells in sandstone, U concentration varies mainly between 4–40 mg/kg in sandstone (Ллоор, Петерсель 1990).

There are interlayers or lenses of darker clay or silt in south Estonian Devonian sandstone, from the thickness of a few centimetres up to 3 m. They often have elevated concentration of U, Mo, Pb, K and Th, less often of other elements. In the darker, < 1 m thick clay layer of the Joosu clay deposit the U concentration reaches 30 mg/kg (from gamma ray logging data). Immediately behind the eastern border of Estonia, in the Pskov Oblast, intense ore formation of elements such as U, Mo and Cu is related to rocks with analogical ages and lithologies as these Devonian rocks. U concentration in rocks subject to ore formation reaches 300–740 mg/kg (Саммет и др. 1974). In the light of this evidence it is not excluded that uranium mineralization may exist also in Devonian sediments within the Estonian territory.

Devonian sandstones poor in clay minerals are often enriched with zircon. They also contain orthite, monazite, apatite and xenotime. Zircon content of Devonian sandstones is up to 3–5 kg/m³, and the content of minerals such as monazite, xenotime is 0.2–0.5 kg/m³ (Таалманн 1969). These minerals are often rich in U and Th. For instance in Czech Republic, the main radon risk areas are related to higher concentrations of these minerals (Mikšova, Barnet 2002).

Of basement rocks with elevated radioactivity exposed in the bottom of Gulf of Finland, south Finland and Karelia, the number one are granites belonging to rapakivi formation. Pegmatoid granites are also abundant. These rocks are wide-

¹⁰ Enamasti mattunud pinnakatte alla.

¹⁰ Mostly buried under sedimentary cover.

harva enamgi. Ka Th- ja K-sisaldus on nendes kõrgendatud, jäädes tavaliselt 8–40 mg/kg ja 1,6–3,8% piiridesse (Koljonen 1992). Nende kivimite peenestatud erimid levivad erinevas kontsentratsioonis kõikides Eesti pinnakatet moodustavates setendites. Samade formatsioonide kivimid levivad samuti Põhja-Eesti kristalse aluskorras (Koistinen 1996).



Foto 4.3. Fosforiit (Rakvere; P_2O_5 -sisaldus 6–12%, eU -sisaldus 10–20 mg/kg)
Photo 4.3. Phosphorite (Rakvere; P_2O_5 content 6–12%, eU concentration 10–20 mg/kg)

U-mineraalustumine on teada Kirde-Eestis Ordoviitsiumi põlevkivis (kukersiidis) ja lubjakivides, kus selle sisaldus ulatub 200–300 mg/kg (Баранкин 1962). Sama piirkonna tektooniliste rikete võõndis leidub kõrgendatud sisaldusi (~10 mg/kg) (Petersell jt 2013).

Meil pole teada graptoliitargilliidi ja oobolusliivakivi (fosforiidi) leviku põhjapiiri asukohta enne mandri-jäätmise algust, kuid tuginedes paleogeograafilistele kaartidele (Мяньниль 1966), oli see kilomeetreid või isegi kümneid kilomeetreid põhja pool nende settekivimite avamusest kaasaegse klindi läbilõikes. Seega on liustike poolt purustatud ja kilomeetreid lõuna suunas kantud U- ja samuti K-rikaste kivimite mass mõõdetav miljardites tonnides. Mandrijää tegevuse tulemusel segunes U-rikas materjal erineva, peamiselt foonilise U-sisaldusega materjaliga ja mandrijää sulades jäi valdavalt väga erineva paksusega moreeni näol lamama aluspõhjakiivimite peale.

Holotseenis allus Põhja-Eesti klint Läänemere üksteist asendavate arengustaadiumide kestel abrasioonile. Nende protsesside tulemusel kandusid U-rikkad graptoliitargilliidi ja fosforiidi purd ja peenes samuti põhja poole ehk mere suunas.

Enne Kvaternaaris toimunud jäätumist läbis Eesti territoorium väga pika kulutusprotsessi. Pole välistatud, et nende protsesside käigus toimus murenemiskoorigus ka U ja Ra loodusliku tasakaalu nihe.

Kõrgendatud ja kõrge loodusliku uraani (eU) sisaldusega alad ei järgi Kvaternaari setete geneetilis-litoloogiliste tüüpide levilaid. Kõrge Rn-sisaldus on valdavas enamuses seotud pinnases leviva U rikka peenestatud graptoliit-argilliidi, fosforiidi ja granitoidse materjaliga, kuid samuti tsirkooni, ksenotiimi ja teiste mineraalidega ning U-mineraalustumisega. Kõik need kõrge ja kõrgendatud radioaktiivsusega Kvaternaari setete erimid moodustavad ulatuslikke levilaid või esinevad erinevates Kvaternaari setetes korrapäraselt, erineva suuruse ja kujuga kehadena.

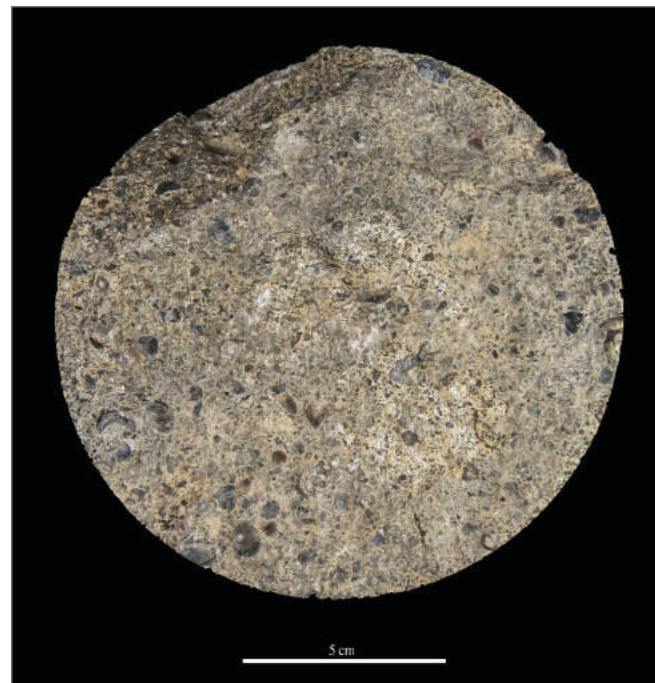


Foto 4.4. Fosforiit (Maardu; P_2O_5 -sisaldus > 15%, eU -sisaldus > 30 mg/kg)
Photo 4.4. Phosphorite (Maardu; P_2O_5 content > 15%, eU concentration > 30 g/kg)

spread and their U concentration varies within 3–12 mg/kg, being even more in rare cases. Also their Th and K concentration is elevated, being normally within 8–40 mg/kg and 1.6–3.8%, respectively (Koljonen 1992). Fines of these rock varieties are found in different concentrations in all sediments forming the Estonian sedimentary cover. Rocks of same formations are also found in crystalline basement of north Estonia (Koistinen 1996).

Uranium mineralization is known in the NE Estonian Ordovician oil shale (kukersite) and limestones, where its concentration reaches 200–300 mg/kg (Баранкин 1962). Elevated (~10 mg/kg) concentrations can be found in the zone of tectonic fractures of the same region (Petersell *et al.* 2013).

It is not known where was the northern border of the extent of graptolite argillite and Obolus sandstone (phosphorite) before the continental glaciation. However, basing on palaeogeographic maps (Мяньниль 1966), it was located kilometres if not tens of kilometres to the north of the outcrops of these rocks in the cross-section of the current klint. Thus the mass of U- and K-rich rocks, crushed and transported by the glaciers kilometres to the south, can be measured in billions of tons. As a consequence of glacial action, U-rich material was mixed with different material, principally with background

concentration of uranium. When the continental ice melted, the mixture of material deposited on the bedrock, mainly as till with very varying thickness.

North Estonian klint was subject to abrasion during subsequent development stages of the Baltic Sea. As a result of these processes the U-rich clastic fragments of graptolite argillite and phosphorite were also transported towards the north or in seaward direction.

There was a very long period of erosion processes in Estonian territory before the Quaternary glaciation. It cannot be excluded that these processes disturbed the natural equilibrium between U and Ra in the weathered crust.

Areas of elevated and high natural uranium (eU) do not follow the areal extent of genetic-lithological types of Quaternary sediments. High Rn concentration is dominantly related to U-rich crushed graptolite argillite, phosphorite and granitoid material found in soil. However, it is also related to zircon, xenotime and other minerals, as well as with U mineralization. All these varieties of Quaternary sediments with high or elevated radioactivity form extensive deposits or exist in different Quaternary sediments in a random manner as bodies of varying size and form.

Element	Piirkonnad						
	Turba	Maardu	Toolse	Aseri	Sillamäe	Narva	Rakvere
Graptoliitargilliit / Graptolite argillite							
U	105 (80–140)	36 (13–70)	162 (40–447)	230	260 (101–370)	1000*	
Th	12	7.4	14.5	14	14	~14	
K	5.59	> 5	5.73	5.2	3.47		
Fosforiit / Phosphorite							
U**		17	28	30		47	20
Th		< 10	4	< 10		6	~5
K		< 0.1	0.11	~0.2		0.3	0.12
P₂O₅		10.07	9.98	7.7		8.21	9.7

* Gammakarotaaži andmed

** Üksikute maardlate piires on U-sisaldus fosforiidis otseses korrelatsioonis P_2O_5 -ga¹¹

* Data of gamma ray logging

** Within some deposits U concentration in phosphorite has direct correlation with P_2O_5 ¹¹

Tabel 4.1.

Radioaktiivsete elementide, K- ja P-sisaldus Alam-Ordoviitsiumi erinevate piirkondade graptoliitargilliidis ja fosforiidis (mg/kg; K ja P_2O_5 - %)

Table 4.1.

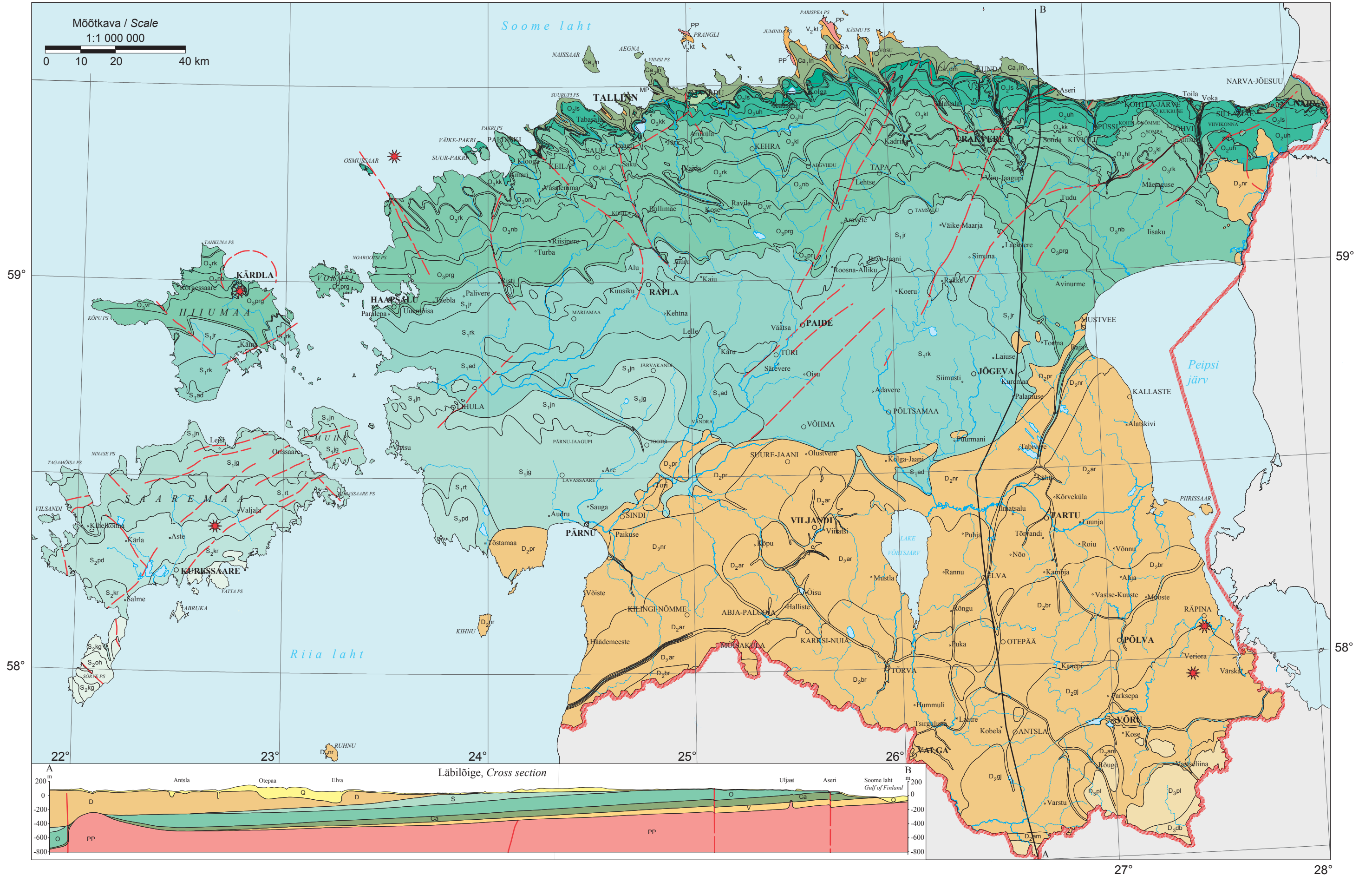
Concentration of radioactive elements, P and K (mg/kg; K and P_2O_5 %) in the Lower Ordovician graptolite argillite and phosphorite in different regions of Estonia

¹¹ Maardlate vahel keskmiste võrdlemine seda ei näita, kuna P_2O_5 analüüside arv on maardlate keskmiste arvutamisel palju suurem kui need, kus on U-sisaldus määratud.




¹¹ Comparison of average values between the deposits do not show this, as the number of P_2O_5 analyses when calculating the averages of each deposit is much larger than of those where uranium content is determined.

Kaart 4.1 Eesti aluspõhja geoloogiline kaart
Map 4.1 Bedrock map of Estonia

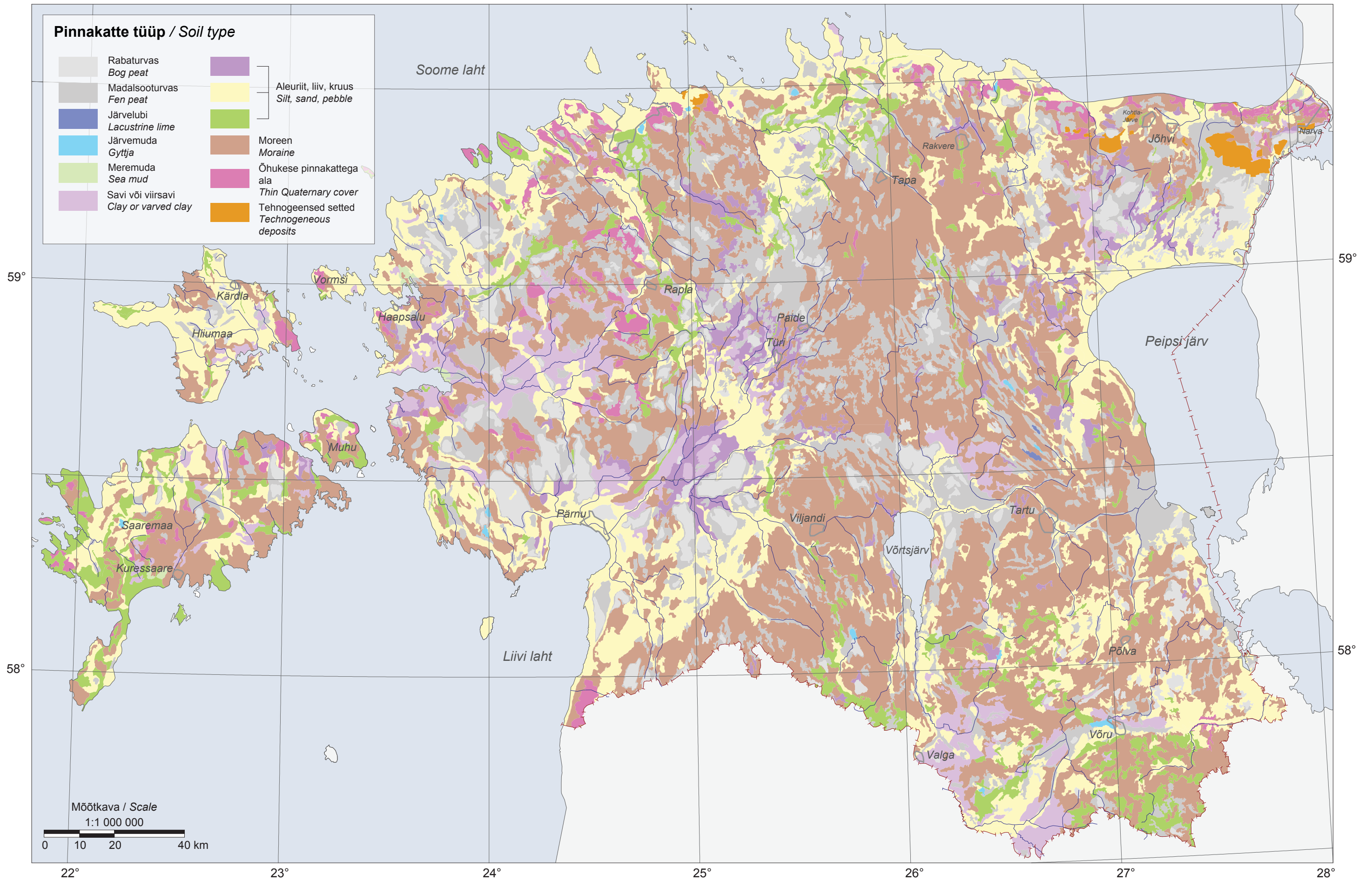
Aluskaardid
Base maps



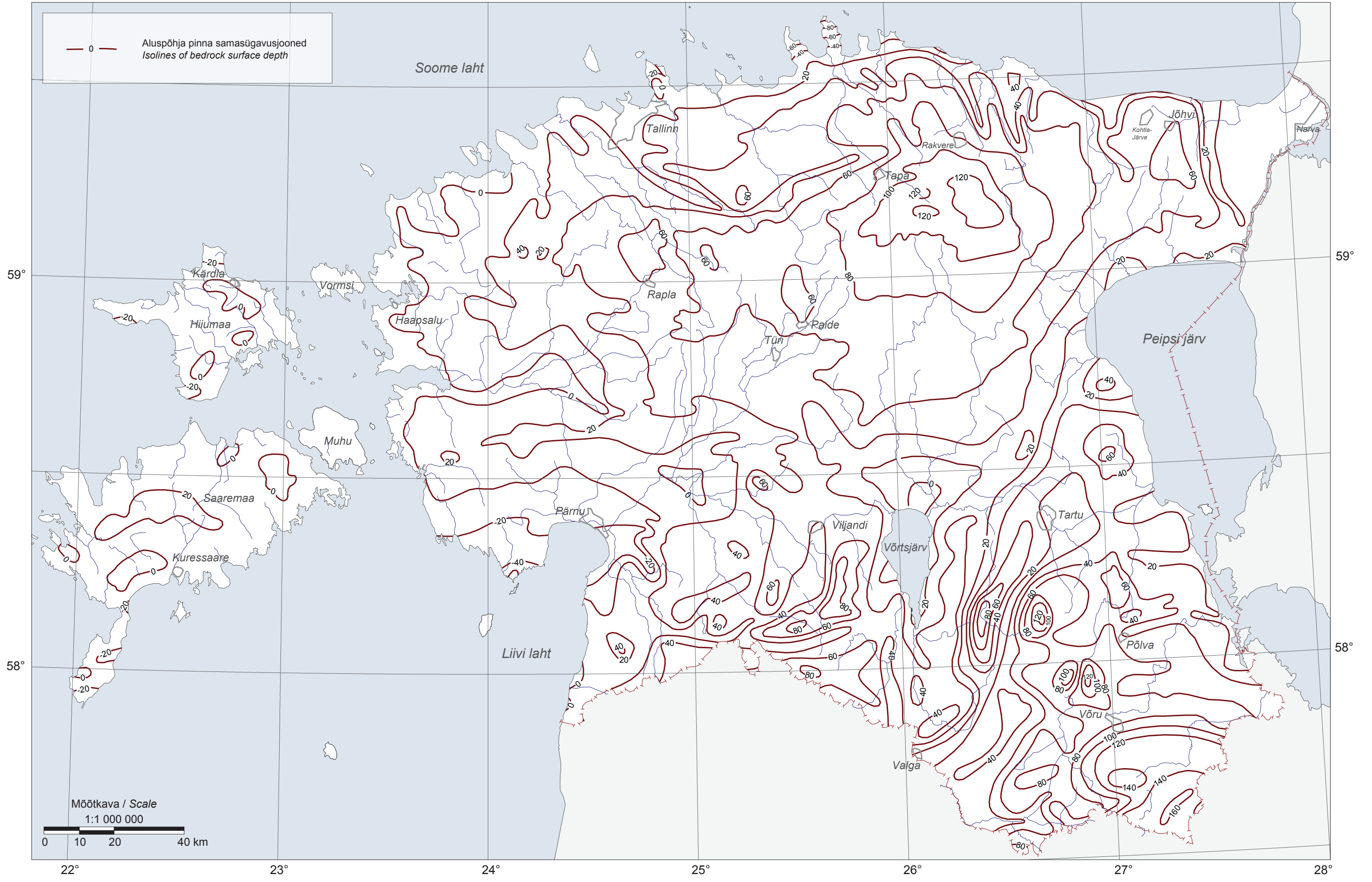
LEGEND

LADESTU System	LADESTIK Subsystem	LADE Regional Stage	INDEKS Index	KIVIMILINE KOOSTIS Petrographic composition	
			Q	Kvaternaarisetted Quaternary deposits	
D E V O N D E V O N I A N	Ülem Upper	DAUGAVA	D ₂ dg	Lubjakivi, dolokivi Limestone, dolostone	
		DUBNIKI	D ₂ db	Mergel, savi, dolokivi, lubjakivi, kips Marl, claystone, dolostone, limestone, gypsum	
		PLAVINASE	D ₂ pl	Lubjakivi, dolokivi, mergel, domeriit Limestone, dolostone, marl, dolomitic marl	
	Kesk Middle	AMATA	D ₂ am	Aleuroliit, savi, liivakivi Siltstone, claystone, sandstone	
		GAUJA	D ₂ gj	Liivakivi, aleuroliit, savi Sandstone, siltstone, claystone	
		BURTNIKI	D ₂ br	Liivakivi, aleuroliit, savi Sandstone, siltstone, claystone	
		ARUKÜLA	D ₂ ar	Liivakivi, aleuroliit, savi, domeriit, dolokivi Sandstone, siltstone, claystone, dol.marl, dolostone	
		NARVA	D ₂ nr	Domeriit, dolokivi, savi, aleuroliit, liivakivi Dolomitic marl, claystone, siltstone, sandstone	
		PÄRNU	D ₂ pr	Liivakivi, aleuroliit, savi, dolokivi, domeriit Sandstone, siltstone, claystone, dolostone, dol.marl	
	S I L L U R S I L L U R I A N	Ülem Upper	OHESAARE	S ₂ oh	Mergel, lubjakivi, aleuroliit Marl, limestone, siltstone
KAUGATUMA			S ₂ kg	Mergel, lubjakivi Marl, limestone	
KURESSAARE			S ₂ kr	Mergel, lubjakivi, domeriit Marl, limestone, dolomitic marl	
PAADLA			S ₂ pd	Lubjakivi, dolokivi Limestone, dolostone	
Alam Lower		ROOTSIKÜLA	S ₂ rt	Dolokivi, lubjakivi Dolostone, limestone	
		JAAGARAHU	S ₂ jg	Lubjakivi, mergel, dolokivi Limestone, marl, dolostone	
		JAANI	S ₂ jn	Mergel, savikas lubjakivi, dolokivi Marl, argillaceous limestone, dolostone	
		ADAVERE	S ₂ ad	Mergel, lubjakivi Marl, limestone	
		RAIKKÜLA	S ₂ rk	Lubjakivi, dolokivi Limestone, dolostone	
		JUURU	S ₂ jr	Lubjakivi, mergel Limestone, marl	
O R D O V I I T S I U M O R D O V I C I A N	Ülem Upper	PORKUNI	O ₃ pr	Lubjakivi, dolokivi, mergel, lubiliivakivi Limestone, dolostone, marl, calc. sandstone	
		PIRGU	O ₃ prg	Lubjakivi, mergel Limestone, marl	
		VORMSI	O ₃ vr	Lubjakivi, mergel, argilliid Limestone, marl, shale	
		NABALA	O ₃ nb	Savikas ja afaniitne lubjakivi Argillaceous and aphanitic limestone	
		RAKVERE	O ₃ rk	Afaniitne lubjakivi Aphanitic limestone	
		OANDU	O ₃ on	Savikas ja biohermne lubjakivi, mergel Argillaceous and biohermal limestone, marl	
		KEILA	O ₃ kl	Savikas ja biohermne lubjakivi, mergel Argillaceous and biohermal limestone, marl	
		HALJALA	O ₃ hl	Lubjakivi, mergel, metabentoniit Argillaceous limestone, marl, K-bentonite, impactite	
		KUKRUSE	O ₃ kk	Lubjakivi, kukersiit, mergel Limestone, kukersite, marl	
		Kesk Middle	UHAKU	O ₂ uh	Savikas lubjakivi, mergel, kukersiit Argillaceous limestone, marl, kukersite
	LASNAMÄE		O ₂ js	Lubjakivi Limestone	
	ASERI		O ₂ as	Lubjakivi raudooididega Limestone with Fe-oooids	
	Alam Lower	Liigestamata Undifferentiated	O ₂ pk-O ₂ vl	Glaukonitilubjakivi, glaukonitilubjakivi, detriitilubjakivi, diktiõneemakiit Glauconite-limestone, glauconite-sandstone, biotrititic sandstone, Dictyonema Shale	
	K A A M B B R R I I U A M	Kesk- ja ülem Middle and Upper	Liigestamata Undifferentiated	Ca ₂ s	Liivakivi, aleuroliit, savi Sandstone, siltstone, claystone
			Alam Lower	DOMINOPOLI	Ca ₂ dm
		LONTOVA	Ca ₂ ln	Savi, aleuroliit, liivakivi Claystone, siltstone, sandstone	
Neoproterosoikum Neoproterozoic	KOTLINI	V ₂ kt	Liivakivi, aleuroliit, savi Sandstone, siltstone, claystone		
Mesoproterosoikum Mesoproterozoic		MP	Rabakivi graniit, porfürit, kvarts-porfüür Rapakivi granite, porphyrite, quartz-porphyry		
Paleoproterosoikum Paleoproterozoic		PP	Moondekivimite (gneisid, amfiboliidid, kristalsed kildad jne.) kompleks Complex of metamorphosed rocks: gneisses, crystalline schists, amphibolites etc.		
			 Rikketsoon: a) tõestatud, b) tõenäoline Fault zone: a) proved, b) supposed	 Lõikejoon Section line	 Meteoriidkraater Meteorite crater

Kaart 4.2 Eesti pinnakatte kaart
Map 4.2 Map of sedimentary cover of Estonia



Kaart 4.3 Eesti aluspõhja pinna reljeef
Map 4.3 Map of bedrock surface relief of Estonia



5. Metoodika

Eesti pinnase radooniriski uuringutel (Petersell jt 2004) tugineti Eesti mulla lähtekivimite geokeemilises atlas es toodud pinnase U-, Th- ja K-sisaldust iseloomustavale infole (Petersell jt 2000), mõõtkavas 1 : 50 000 ja 1 : 200 000 Eesti aluspõhja ja pinnakatte geoloogilistele kaartidele ning mõõtkavas 1 : 500 000 aerogamma-spektromeetritele kaartidele (Решетов и др. 1993), samuti majade siseõhus fikseeritud kõrge Rn-sisalduse andmetele (Pahapill 2000). Ajavahemikus 2001 kuni 2004 selgitati Rn-sisaldus kogu Eesti maismaal 566 uuringupunktis. Selline võrk oli suhteliselt hõre, kuid oli määratletud uuringuteks eraldatud rahaliste võimalustega.

Välitööd tehti valmistajatehases kalibreeritud ja igakuiselt kontrollletaloni abil kontrollitud seadmetega: emanomeetrite (Markus 10) ja gammaspetsimeetrite (Gamma-Ray sp. Detector model GPX-21A) ning radiomeetritega (CPII-88H) (Foto 5.1).

Sarnane metoodiline lähenemine on jätkunud Eesti Geoloogiakeskuses ka hilisemate pinnase Rn-riski uuringute valdkonnas.

5.1 Uuringupunktide asukoha valik

Uuringupunktide asukoha valikul arvestati, et uuringud peaksid iseloomustama Eestis elamiseks sobivat maismaad, sealhulgas olulisemaid potentsiaalseid radooniohtlikke piirkondi ja nende piirsesse jäävaid tihedamini asustatud alasid. Tuginedes eelpool mainitud geoloogilistele andmetele ja Rootsi kolleegide kogemustele, sattusid tähelepanu alla eelkõige kõrgendatud ja kõrge U-sisaldusega Põhja-Eesti klindivööndi alad, samuti ürgorud, oosid, voored, mõhnastikud ning tektooniliste rikete vööndid. Nendest eeldustest lähtudes määrati topograafilistel kaartidel mõõtkavas 1 : 50 000 uuringupunktide esmane asukoht.

Sõltuvalt olukorrast täpsustati eelnevalt valitud vaatluspunkti konkreetne asukoht radiomeetrisel mõõdistamise abil. Uuringupunkt valiti alal, kus maapind oli tasane, silmnähtavate tehnogeense saaste tunnusteta ja gammakiirgus oli keskmisest mõnevõrra kõrgem. Lõpliku uuringupunktide asukoha koordinaadid määrati käsi GPS-ga, sidumise viga ei ületanud looduses ± 10 m. Uuringupunktid on näidatud kaartidel 5.1 ja 5.1.1, nende koordinaadid säilitatakse arhiivis Rn-väljuuringute andmepangas.



Foto 5.1. Emanomeeter Markus 10-ga Rn-sisalduse (RnM) ja gammaspetsimeetriga eU-, eTh- ja eK-sisalduste mõõtmine. Photo 5.1. Measurement of radon concentration (RnM) with a Markus-10 emanometer and measurement of eU, eTh and eK concentration with a gamma spectrometer.

5.2 Välimõõdistamised

Uuringupunktides selgitati Rn-sisaldus paralleelselt kahel meetodil: pinnaseõhust otsemõõtmisel ja pinnases mõõdetud uraani (eU) sisalduse järgi arvutatult. Mõlema meetodi tulemuste mõõtühikuks on kBq/m^3 (Joonis 5.2).

Otsemõõtmisel mõõdeti pinnaseõhu radoonisaldus (RnM) emanomeeter Markus 10 abil. Vaakumpumbaga imeti maapinnast 80 cm sügavuselt õhk terastoru kaudu Rn lagunemiskambrisse, kus Rn lagunemisel tekkiva tütarlemendi ^{218}Po sisalduse järgi väljastas emanomeeter pinnaseõhu Rn-sisalduse, kBq/m^3 . Väga kivise või niiske pinnase tõttu oli üksikutes punktides pumpamissügavus

5. Methodology

The initial data for Rn risk studies (Petersell *et al.* 2004) was the following: 1) information from the geochemical atlas of origin rocks of Estonian soil at the scale 1 : 50 000 (Petersell *et al.* 2000) characterizing U, Th and K concentration in soil; 2) geological maps of Estonian bedrock and sedimentary cover at the scale 1 : 200 000 and 3) aerogamma-spectrometric maps at the scale 1 : 500 000 (Решетов и др. 1993). Measurements of high Rn concentration in indoor air were also used (Pahapill 2000). During 2001–2004 Rn concentration was measured throughout mainland Estonia at 566 study points. Such a network was relatively sparse, but was defined within financial resources allocated for this research.

Fieldwork was conducted with equipment that has been manufacturer-calibrated and monthly checked with a stationary control device: emanometers (Markus 10) and gamma spectrometers (Gamma-Ray sp. Detector model GPX-21A), and a radiometer (CPII-88H).

Similar methodological approach has been continued by Geological Survey of Estonia also in later research on Rn risk in soil.

5.1 Selection of measuring points

When the measuring points were selected, it was taken into account that the studies should represent the whole continental Estonia suitable for living, including the most essential potential radon risk regions and densely populated areas within them. Basing on the above-mentioned geological data and experience by Swedish colleagues, targets to be studied were first of all the areas of elevated and high U concentration within the klint zone of north Estonia, as well as ancient valleys, eskers, drumlings, kame fields and zones of tectonic fractures. Basing on these prerequisites, the initial location of study points was defined in topographical maps in the scale 1 : 50 000.

Depending on circumstances, the precise location of a pre-selected measuring point was specified with a radiometric measurement. A study point was chosen to be in an area, where the ground was level, without obvious signs of man-made contamination and where gamma radiation was somewhat higher than average. The final co-ordinates of a study point were measured with a handheld GPS, with a location error of less than ± 10 m. The study points are shown on maps 5.1 and 5.1.1. Their co-ordinates are archived in the database of fieldwork on Rn.

5.2 Field measurements

Rn concentration was determined in study points with two methods in parallel: by measuring directly from the soil air and by calculating from uranium (eU) measured in soil. The measuring unit in both methods was kBq/m^3 (Figure 5.2).

Radon concentration in soil air (RnM) was directly measured with the emanometer Markus 10. Air was pumped with a vacuum pump at 80 cm depth from surface through a steel pipe into ionizing chamber, where the emanometer output the Rn concentration of soil air in kBq/m^3 , on the basis of ^{218}Po , a daughter element of Rn decay. Pumping depth was smaller, ca. 60 cm, in case of very stony or wet soil. During an abnormally wet period for fieldwork, Rn concentration was not measured at some points because of high level of soil water.

An 80-cm deep hole was dug at the same points for determining the genetic type and lithology of the sedimentary cover. The level of gamma radiation was measured with a radiometer both on the surface and at the bottom of the hole. eU and eTh concentration (mg/kg) and eK concentration (%) were measured at the bottom of the hole with a gamma spectrometer. In parallel with measuring the element concentration, the spectrometer registered the number of radioactive decay events of these elements during a certain unit of time (cpm). This provided additional means for following the reliability of the gamma spectrometer and validity of the concentration of measured elements.

Lithotypes or generalized lithological varieties of Quaternary sediments were used in soil description for the purposes of this atlas. When defining a certain lithotype, the emphasis was on such genetic and lithological differences of sediments, which are the main causes of variation in radioactive parameters and which can be visually identified in a hole. The following lithotypes are defined: north Estonian till (mp); south Estonian till (ml); glacioaquatic sediments: silty clay (lgs), silt (lga), sand and gravel (lgl); sand and silt of different stages of the Baltic Sea (b), and additionally, sediments of the klint base and slope (kla). Also is defined artificial soil (t), a mechanical mixture of construction debris and material mainly from Quaternary sediments, more seldom from the bedrock.

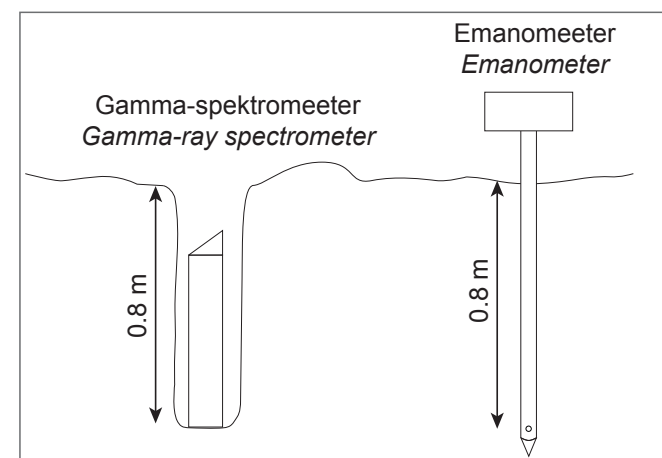
Measurements of Rn concentration in soil air and the concentration of eU, eTh and eK in soil were made in 2005–2016 in > 1200 measuring points following the described methodology and using the same type of equipment (Figure 5.2) (Petersell *et al.* 2004; 2005; 2008; 2015). Only such measuring points which were ordered, were specified

väiksem – ca 60 cm. Välitöödeks ebatavaliselt märjal ajal jäi kõrge pinnasevee taseme tõttu Rn-sisaldus pinnaseõhus üksikutes punktides mõõtmata.

Samadesse punktidesse rajati 80 cm sügavune kaevand, milles selgitati pinnakatte geneetiline tüüp ja litoloogia. Radio-meetriga mõõdeti pinnase gammakiirguse tase nii pinna peal kui kaevise põhjas ning gammaspektrometriga mõõdeti kaevandi põhjas oleva pinnase eU- ja eTh-sisaldus (mg/kg) ning eK-sisaldus (%). Paralleelselt elementide sisalduse mõõtmisega fikseeris spektrometer ka elementide poolt kindlas ajaühikus (cpm) toimunud radioaktiivsete lagunemiste arvu. See võimaldas täiendavalt jälgida gammaspektrometri töökindlust ja mõõdetud elementide sisalduse õigsust.

Pinnase kirjeldamisel kasutati kvaternaarisetete üldistatud litoloogilisi erimeid ehk litotüüpe, mille eristamisel on pearõhk asetatud sellistele setete geneetilistele ja litoloogilistele erinevustele, mis on käesolevas atlas esitatud parameetrite varieerumise peamisteks põhjustajateks ning mis on kaevandis visuaalselt jälgitavad. Eristatakse järgmisi litotüüpe: Põhja-Eesti moreen (mp); Lõuna-Eesti moreen (ml); liustikuvee setted: aleuriidirikad savid (lgs), aleuriidid (lga), liivad ja kruusad (lgl); Läänemere arengustaadiumide liivad ja aleuriidid (b) ning täiendavalt vahetult klindialused ja klindi varikalde setted (kla). Lisaks sellele eristatakse ka tehisseteid (t), mis kujutavad endast põhiliselt kvaternaarisetete, harvem ka aluspõhjakiivimitest pärineva materjali, ning ehitusprahi mehaanilist segu.

Ajavahemikus 2005 kuni 2016 teostati pinnaseõhu Rn-sisalduse ja pinnase eU-, eTh- ja eK-sisalduse mõõtmine (Joonis 5.2) > 1200 uuringupunktis eelpool kirjeldatud



Joonis 5.2. Emanomeeter Markus 10 ja gammaspektrometriga Rn-, eU-, eTh- ja eK-sisalduste mõõtmise põhimõtteline skeem. Figure 5.2. Principal scheme of measurements of Rn, eU, eTh and eK with a Markus-10 emanometer and gamma-spectrometer.

metoodikat jälgides ja sama tüüpi aparatuuriga (Petersell jt 2004; 2008; 2015; Petersell *et al.* 2005). Ainult tellimustöödena teostatud uuringupunktide asukohad, mis täpsustas tellija, jäid tavaliselt tulevase elumaja kontuuridesse või vahetult selle lähedusse. Sellised uuringupunktid paiknevad sagedasti lähestikku kuni 5-kaupa kinnistu piirides ja nendest on atlase koostamisel kasutatud ainult ühe, maksimaalse sisaldusega uuringupunkti tulemusi.

Mõõtmistulemuste tõesust kontrolliti välitöödel uuringupunkti rajatud kaevandis kordusmõõtmisega või mõõtmisega kuni 10 m kaugusele kaevatud uues kaevandis. Kasutuses olnud gammaspektrometrite ja emanomeetrite Markus 10 töökindluse kontrolli teostati 2- kuni 4-aastaste vahedega Rootsi Kiirguskaitse Instituudi erilaboratooriumis ja hilisemal perioodil aparatuuri valmistajatehases ning igakuiselt selleks otstarbeks rajatud statsionaarsel etalonil (Petersell jt 2012). Enamus välitööde käigus teostatud olulisematest kontrollmõõtmiste tulemustest on koondatud varasemasse seletuskirja (Petersell jt 2004), hiljem tehtud täiendavad kontrollmõõtmised on toodud tabelis 5.1. Need näitavad, et mõõtmistulemused on usaldusväärsed.

5.3 Andmetöötlus

Andmetöötlus on teostatud selliselt, et atlas esitatud Rn-riski ja looduskiirgusealast infot oleks võimalik võrrelda WHO (WHO 2009), Euratomi direktiivide (BSS 2013), KeM 2016. a määruse nr 54 (Kiirgustöötaja... 2016) ja IAEA standardi nr SSG-32 (*Specific Safety* 2015) soovitude ja nõuetega.

On kujunenud tavaks, et kehtestatud piirangud pinnaseõhu Rn-sisalduse jaoks antakse 1 m sügavuse kohta. See tingis vajaduse väliuuringute käigus valdavalt 0,8 m sügavusel (erandjuhtudel kuni 0,5 m sügavusel) Markus 10-ga otsemõõtmisel saadud Rn-sisaldused ümber arvutada mainitud standardsele sügavusele. Ümberarvutused teostati kasutades mõõtmise sügavuse, pinnase tüübi ja radooni difusiooni vahelise sõltuvuse graafikut (Joonis 5.3) (Clavensjö, Åkerblom 1994).

Rn-riski kaardi koostamiseks arvutati gamma-spektrometriga pinnases mõõdetud eU-sisalduse järgi pinnaseõhus kujunev maksimaalne Rn-sisaldus järgneva valemi abil:

$$C_{Rn} = A \times e \times \rho \times (1 - \phi)^{-1}$$

(Clavensjö, Åkerblom 1994)

by the client. These were normally within the location of the future detached house or in its immediate vicinity. Such measuring points are often located in bunches of up to five points within the limits of a real estate. For the compilation of the atlas, only one of such points is used, the one with the maximum concentration.

The validity of measuring results was controlled during fieldwork by a repetition measurement in the measuring point hole or by measuring in parallel in a hole dug in a distance of up to 10 m from the measuring point. Operation of gammaspectrometers and the Markus 10 emanometers was

controlled with 2–4 years intervals in the special laboratory of the Swedish Radiation Protection Institute. Later the control has been made at the manufacturing factory. A monthly comparison with a stationary control device at EGK rooms was also done (Petersell *et al.* 2012). The majority of essential control measurement results during fieldwork has been summed up in an earlier explanatory note (Petersell *et al.* 2004). Later additional control measurements are presented in Table 5.1. They show that the measuring results are plausible.

Uuringupunkt Study point	LONG*	LAT*	eU, mg/kg		eTh, mg/kg		eK, %		Rn, kBq/m ³	
			I	II	I	II	I	II	I	II
Kordusmõõtmised samas kaevandis / Repeated measurements in the same hole										
5	59°24'	24°37'	19.2	18.8	8.9	7.8	2.84	3.15	282	277
23	59°27'	24°52'	39.9	39.2	13.6	13.7	6.49	6.30	564	556
201	59°26'	24°43'	2.3	2.3	4.4	4.4	1.45	1.45	36	36
235	59°26'	24°51'	8.3	8.4	6.8	6.9	0.98	0.97	117	119
585	59°27'	24°49'	4.6	4.7	11.2	10.76	2.13	2.13	68	70
604	59°23'	24°42'	1.1	1.2	2.8	2.6	0.95	1.00	17	18
605	59°23'	24°40'	1.8	1.6	7.6	7.5	1.58	1.59	27	25
676-b	59°28'	24°24'	18.3	19.5	8.3	8.4	3.15	3.21	279	296
678	59°28'	24°25'	27.5	27.3	11.4	12.0	4.35	4.28	418	416
678-a	59°28'	24°25'	19.4	19.7	8.3	7.9	2.58	2.65	295	299
2018-a	57°60'	25°53'	2.0	2.1	7.9	7.5	2.58	2.14	32	34
2018-b	57°60'	25°53'	3.1	3.1	9.9	10.4	2.65	2.65	19	38
2018-c	57°60'	25°53'	2.5	2.3	7.8	7.5	2.58	2.71	39	36
Kordusmõõtmised uues kaevandis / Repeated measurements in a new hole										
106	59°25'	24°35'	11.8	10.5	9.8	7.7	1.58	1.32	1.82	1.63
120	59°27'	24°52'	21.0	20.0	9.4	9.5	4.60	4.28	310	295
175	59°26'	24°44'	6.4	6.4	6.1	6.0	1.83	1.83	94	94
350	59°24'	24°37'	8.25	9.3	5.4	5.4	1.58	1.26	122	138
374	59°25'	24°36'	11.72	12.0	8.5	9.5	1.58	1.15	174	178
419	59°24'	24°37'	17.3	17.1	11.2	10.3	3.77	3.53	254	251
678	59°28'	24°25'	19.4	18.3	8.3	8.3	2.58	3.15	295	279
2018	57°60'	25°53'	3.1	2.5	9.9	7.8	2.65	2.58	38	39

Tabel 5.1. Elementide kontrollmõõtmise tulemused Table 5.1. Results of control measurements of elements

LONG*, LAT* – laius- ja pikkuskraadid täpsusega ±500 m (tundlikud andmed); I – esmakordne mõõtmine, II – kontrollmõõtmine. LONG*, LAT* – longitude and latitude with an accuracy of ±500 m (sensitive data), I – first measurement, II – control measurement.

5.3 Data treatment

The data have been treated such that it would be possible to compare the information on Rn risk and natural radiation presented in the atlas in various ways with recommendations and requirements by WHO (WHO 2009), and in Euratom

directives (BSS 2013), Ministry of Environment 2016 regulation Nr. 54 (Kiirgustöötaja... 2016) and IAEA standard no SSG-32 (*Specific Safety* 2015).

kus C_{Rn} – pinnase maksimaalne migratsioonivõimelise radooni sisaldus (kBq/m^3), mis kujuneb pinnases sisalduva ^{226}Ra (eU) arvelt;

A – eU -sisaldus, Bq/kg ;
 e – antud litotüübi emanatsioonifaktor;
 ρ – kompaktne mahukaal (erikaal), kg/m^3
 ϕ – poorsus (suhtarvuna)

Toodud valemis on määrava tähtsusega emanatsiooni-faktor. See iseloomustab pinnase raadiumist tekkiva Rn sellist osa, mis peaks pääsema pinnase pooriõhku. Emanatsioonifaktor sõltub pinnase mineraalsest koostisest, Ra-sisaldusest, pinnase agregaatsest olekust, terade kujust, lõhelisusest ja tsementeeritusest ning teistest teguritest. Normaalses tingimustes varieerub emanatsioonifaktor kruusades 15–40%, liivades 10–30% ja savides 30–70% piirides (Åkerblom, Mellander 1997). Käesoleva atlase koostamisel kasutati varasemast (Petersell jt 2004; Petersell *et al.* 2005) oluliselt rohkematel mõtetulemustel baseeruvat korrigeeritud emanatsioonifaktorit, mis on arvatud litotüüpide lõikes eraldi. Arvutustesse olid kaasatud uuringu-punktid, milles eU -sisaldus litotüübi lõikes jäi piiridesse $x_g : s_g^2$ kuni $x_g \times s_g^2$ ja milles pinnaseõhus otsemõõdetud Rn-sisaldus (RnM) jäi vahemikku 14 kuni 72% uuringu-punkti pinnase eU -sisalduse järgi arvutatud maksimaalsest Rn-sisaldusest. Varasemad ja korrigeeritud emanatsiooni-koefitsiendid, samuti info kasutatud poorsusest ja kompaktses mahukaalust on koondatud Tabel 5.2-te.

Pinnase looduskiirguse taseme hindamisel kasutatakse põhi-ühikuna majade ehitusmaterjalides sisalduvate ^{226}Ra , ^{232}Th ja ^{40}K poolt põhjustatud looduskiirguse (gammakiirguse) taset¹², mille arvutamisel kasutatakse valemit (elementide sisaldus on Bq/kg):

$$C = ^{226}\text{Ra}/300 + ^{232}\text{Th}/200 + ^{40}\text{K}/3000$$

(*Specific Safety...*, 2015),

kus C – ehitusmaterjalide looduskiirgus¹³, mille tase ei tohiks ületada “1”, mis vastab ümardatult kiirgusdoosile 1 mSv 7000 tunni jooksul ehk 1,25 mSv aastas.

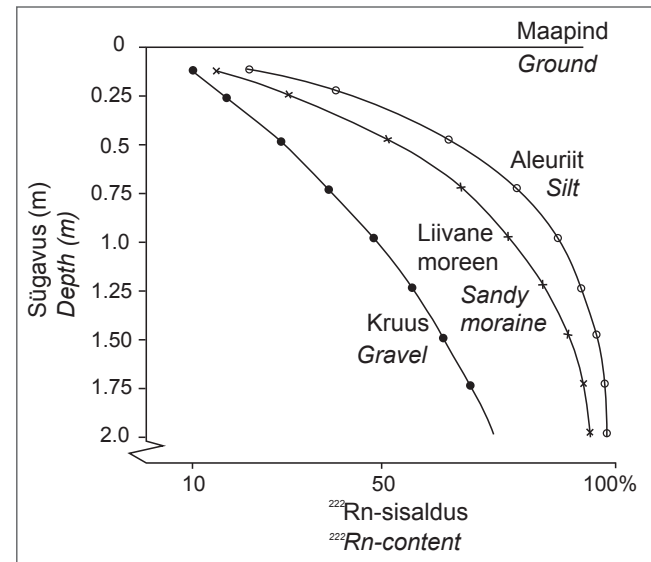
Isotoopide sisalduste üleviimiseks eriaktiivsuse ühikutesse kasutatakse järgmisi koefitsiente:

$$1 \text{ mg/kg U} = 12,3 \text{ Bq/kg } ^{226}\text{Ra};$$

$$1 \text{ mg/kg Th} = 4 \text{ Bq/kg } ^{232}\text{Th};$$

$$1\% \text{ K} = 310 \text{ Bq/kg } ^{40}\text{K}.$$

Kui lähtuda siseõhu Rn-tasemest 100 Bq/m^3 , siis hinnanguline ehitusmaterjalide eU -sisaldus, mis võiks põhjustada sellist taset, on ligi 30–40 Bq/kg ehk 2,4–3 mg/kg . Need arvud vajavad tulevikus täpsustamist.



Joonis 5.3. Difusiooni mõju radoonisaldusele pinnaseõhus erineval sügavusel kruusas, liivases moreenis ja aleuriidis (liivsaavis) teoreetiliste arvutuste alusel (Åkerblom *et al.* 1988–1990).
 Figure 5.3. The effect of diffusion on radon concentration in soil air at varying depths in gravel, sandy till and silt. Based on theoretical calculations (Åkerblom *et al.* 1988–1990).

Tabel 5.2. RnG arvutamisel kasutatud parameetrid
 Table 5.2. Parameters used in calculating RnG

Settetüüp Type of sediment	Litotüüp Lithotype	Poorsus Porosity		Tihedus Density g/cm ³	Emanatsioonifaktor Emanation coefficient	
		%	(1-ρ)/ρ		Varasem, Earlier	Korrigeeritud, Corrected
Põhja-Eesti moreen North Estonian till	mp	32	2.13	2.70	0.20	0.22
Lõuna-Eesti moreen South Estonian till	ml	38	1.63	2.65	0.30	0.33
Liustikuvee setted: Glacioaquatic sediments:						
Liiv, kruus Sand, gravel	lgl	35	1.86	2.66	0.25	0.26
Aleuriit Silt	lga	40	1.50	2.63	0.34	0.30
Savi Clay	lgs	45	1.22	2.60	0.44	0.35
Klindialused ja klindinõlva setted Sediments of the klint base and slope	kla	40	1.50	2.66	0.30	0.28
Holotseeni meresetted Holocene marine sediments	b	35	1.86	2.60	0.25	0.24
Tehispinnas Artificial soil	t	30	2.33	2.70	0.20	0.19

It has become a habit that restrictions laid down on Rn concentration in soil are given for the depth of 1 m. Accordingly, the need arose for re-calculating to the standard depth direct field measurements with Markus 10, conducted principally at the depth of 0.8 m (in exceptional cases up to the depth of 0.5 m). Re-calculation was made using a diagram on dependence between the measuring depth, soil type and radon diffusion (Figure 5.3) (Clavensjö, Åkerblom 1994).

Maximum Rn concentration forming in the soil, on the basis of eU content measured in soil with a gamma spectrometer was calculated for compilation of the Rn risk map using the following formula:

$$C_{Rn} = A \times e \times \rho \times (1 - \phi) \phi^{-1}$$

(Clavensjö, Åkerblom 1994),

where C_{Rn} – maximum concentration of radon capable of migrating in soil (kBq/m^3), forming at the expense of ^{226}Ra (eU) in soil;

A – eU concentration, Bq/kg ;
 e – emanation factor (coefficient) of the lithotype;
 ρ – compact specific weight (relative density), kg/m^3
 ϕ – porosity (as a fraction).

The emanation factor is of crucial importance in the formula. It characterizes such portion of Rn originating from radium, which can enter the air in pores of the soil. Emanation factor depends for instance on mineralogical composition of soil, Ra concentration in the soil, grain shapes, amount of cracks and cementation. Emanation factor is under normal circumstances 15–40% in gravel, 10–30% in sand and 30–70% in clay (Åkerblom, Mellander 1997). The emanation factor used in compilation of this atlas is adjusted and based on essentially more numerous measurements (Petersell *et al.* 2004, 2005). It is calculated separately for each lithotype. Such measuring points were used in calculations, in which eU concentration for each lithotype was between $x_g : s_g^2$ and $x_g \times s_g^2$ and in which Rn concentration directly measured in soil air (RnM) was 14–72% of the Rn concentration calculated from eU in the soil of the study point. Earlier and adjusted emanation coefficients, as well as information on used porosity and compact specific weight are shown in table 5.2.

The basic unit used in assessing the level of natural radiation in soil is the level of natural radiation¹² (gamma radiation) caused by ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K contained in building material. It is calculated from the following formula (element concentration is expressed in Bq/kg):

$$C = ^{226}\text{Ra}/300 + ^{232}\text{Th}/200 + ^{40}\text{K}/3000$$

(*Specific Safety...*, 2015),

where C – natural radiation¹³ in building materials, the permitted level of which should not exceed “1” that is approximately equivalent to a radiation dose 1 mSv per 7000 hours or 1.25 mSv per year.

The following coefficients are used in transforming the isotope concentrations into units of specific activity:

$$1 \text{ mg/kg U} = 12.3 \text{ Bq/kg } ^{226}\text{Ra};$$

$$1 \text{ mg/kg Th} = 4 \text{ Bq/kg } ^{232}\text{Th};$$

$$1\% \text{ K} = 310 \text{ Bq/kg } ^{40}\text{K}.$$

If the safety limit of Rn (100 Bq/m^3) is taken as the starting point, estimated eU concentration of building materials potentially causing such a level, is about 30–40 Bq/kg or 2.4–3 mg/kg . These values need to be specified in the future.

¹² Keskkonnaministri 2009 a. määruse nr 45 järgi – eriaktiivsuse indeks I. Lisainfo leiab nt 1) IAEA *Safety Standards*, No. SSG-32, pp. 30–31; 2) *Radiation protection 112*, pp. 7–8; või 3) Åkerblom 1999, p. 20.

¹³ Vaata eelmist kommentaari.

¹² According to the Ministry of Environment regulation Nr. 45, 2009 –activity concentration index I. Additional information can be found e.g. in 1) IAEA *Safety Standards*, No. SSG-32, pp. 30–31; 2) *Radiation protection 112*, pp. 7–8; or 3) Åkerblom, 1999, p. 20.

¹³ Look preceding comment.

5.4 Radooniriski ja looduskiirguse kaardi koostamine

Eesti radooniriski ja pinnase looduskiirguse pindalalist taset ja näitajate heterogeensust iseloomustavad vastavasisulised teemakaardid. Need esitatakse 1036 väliuuringupunkti andmete põhjal 9 erineva infoga kaartidel. Uuringupunktide numbrid, pinnase litotüüp ja punktide asukohad on toodud kaartidel 5.1 ning 5.1.1, mõõtmiste tulemused ja punktide koordinaadid tekstilisas 1.

Radooniriski kaardi sisu esitatakse kaartidel:

- Maksimaalne ²²²Rn-sisaldus pinnaseõhus (kBq/m³), kaardid 6.1, 6.1.1 ja 6.1.2
- Pinnaseõhus otsemõõdetud ²²²Rn-sisaldus (kBq/m³), kaardid 6.2 ja 6.2.1
- Pinnaseõhu eU järgi arvutatud ²²²Rn-sisaldus (kBq/m³), kaardid 6.3 ja 6.3.1

Looduskiirguse kaardi sisu esitatakse kaartidel:

- Pinnase looduskiirgus (mSv/a), kaardid 7.1 ja 7.1.1
- eU-sisaldus pinnases (mg/kg), kaardid 7.2 ja 7.2.1
- ²²⁶Ra-sisaldus pinnases (Bq/kg), kaardid 7.3 ja 7.3.1
- eTh-sisaldus pinnases (mg/kg), kaardid 7.4 ja 7.4.1
- eK-sisaldus pinnases (%), kaardid 7.5 ja 7.5.1
- Pinnase gammakiirgus (µR/h), kaardid 7.6 ja 7.6.1

Eesti radooniriski ja looduskiirguse teemakaartide ning infotabelite koostamisel kasutatud uuringupunktide litotüübid on esitatud faktilise materjali kaardil värviliste ringidena. Litotüüpide eristamisel on pearõhk asetatud selliste pinnaste litoloogilistele erinevustele, mis on Rn ja looduskiirguse kaardi geokeemiliste parameetrite varieerumise peamiseks põhjustajateks. Eristatakse: Põhja-Eesti moreen (mp); Lõuna-Eesti moreen (ml); liustikuvee setted: aleuriidirikad savid (lgs), aleuriidid (lga), liivad ja kruusad (lgl); Läänemere liivad ja aleuriidid (b) ning täiendavalt vahetult klindialused ja klindi varikalde setted (kla); samuti tehisseted (t). Teistel kaartidel tähistab ringidesisene värv uuringupunktide radooniriski ja looduskiirguse keskkonnohtlikkuse taset, ringide suurus – elementide sisaldust. Elementide dispersiooni pinnases litotüüpide lõikes iseloomustavad kaartidele lisatud diagrammid.

Tuginedes Eestis kehtestatud standardile (Radooniohutu... 2009) ja WHO (2009) ning IAEA (*Specific Safety* 2015) soovitudele eristatakse Rn-riski kaardil neli erinevat taset: madala, normaalse, kõrge ja eriti kõrge Rn-sisaldusega tase-med (vt pt 1).

Pinnase looduskiirguse kaardil eristatakse 3 taset: normaalse, kõrgendatud ja kõrge looduskiirguse tasemega alad.

Rn-riski ja looduskiirguse kaardi koostamisel on erinevate tasemete eristamisel kasutatud värve. Vaatluspunkti ringi suurus annab detailsemat infot Rn-riski taseme kohta. Kaartidel kasutatud interpolatsioonid annavad aimu erinevate Rn või looduskiirguse (ja selle komponentide) tasemega alade orienteeruvast levikust. Interpolatsioonid on tehtud tarkvaraga Surfer, kasutades Krigingi meetodit. Mõõtkavas 1 : 1 000 000 oli interpoleerimise samm 500 m ja andmeotsingu raadius 50 km, mõõtkavas 1 : 300 000 – samm 200 m ja otsingu raadius 25 km. Kuna vaatluspunktide võrk on väga heterogeenne ja hõre ning pinnaseõhu Rn-sisalduse dispersioon kõrge, iseloomustavad interpolatsiooni erinevad tasemed valdavate¹⁴ sisalduste levikut, mis ei välista anomaalsete (nii oluliselt kõrgemate kui madalamate) väärtuste esinemist teatud tasemega piirkonnas.

Vaadeldavate elementide sisalduste analüüs näitab, et kvaternaarisetete eristatud geneetilis-litoloogilistes tüüpides on Rn, eU ja eTh jaotus valdavalt lähedane log-normaalsetele (geomeetrilistele) ja K jaotus normaalsele (aritmeetilistele) jaotusseaduspärasusele. See on küllalt selgesti jälgitav ka kaartidel litotüübiti toodud elementide sisalduse jaotuse diagrammidel. Sellest tulenevalt eelistatakse seletuskirjas ja kaartidel elementide sisalduste ja jaotusseaduspärasuste iseloomustamisel mõisteid: geomeetiline ja aritmeetiline keskmine, valdav, kõrgendatud ja kõrge sisaldus.

Geomeetrilise keskmise all (x_g) käsitletakse väärtust, mis kujutab endast keskmise arvutamisel osalevate n proovide sisalduste korrutise n -dat juurt, aritmeetilise keskmise all – mingi näitaja väärtuste summa jagatist proovide arvuga. Geomeetiline keskmine sisaldus aitab elimineerida üksikute kõrgete sisalduste mõju keskmisele väärtusele.

Geomeetrilise keskmise kasutamine eeldab ka geomeetrilise standardhälbe (s_g) kasutamist, väljendatuna sisalduste logaritmi standardhälbe eksponendi kaudu (Соловов и др. 1990).

Valdavate sisalduste all mõistetakse atlas sisaldusi, mis jäävad intervalli $x_g : s_g$ kuni $x_g \times s_g$. Selline intervall hõlmab ligi 68,3% mõõdetud tulemustest, intervalli piirid iseloomustavad sisalduse dispersiooni ja kõige sagedamini oodatavaid sisaldusi.

5.4 Compilation of the radon risk and natural radiation maps

The areal level of radon risk and natural radiation in soil, and heterogeneity of indicators are illustrated by corresponding thematic maps. They are shown on the basis of data from 1036 outdoor measuring points on eight maps containing different information. The numbers of study points, soil lithotypes and locations of points are presented on the maps 5.1 and 5.1.1. Measurement results and point coordinates are shown in text appendix 1.

The radon risk map is presented on the maps:

- Maximum ²²²Rn concentration in soil air (kBq/m³), maps 6.1, 6.1.1 and 6.1.2
- Measured ²²²Rn concentration in soil air (kBq/m³), maps 6.2 and 6.2.1
- ²²²Rn concentration calculated after eU of soil (kBq/m³), maps 6.3 and 6.3.1.

The natural radiation map is presented on the maps:

- Natural radiation of soil (C, mSv/y), maps 7.1 and 7.1.1
- eU content in soil (mg/kg), maps 7.2 and 7.2.1
- ²²⁶Ra content in soil (Bq/kg), maps 7.3 and 7.3.1
- ²³²Th content in soil (mg/kg), maps 7.4 and 7.4.1
- ⁴⁰K content in soil (%), maps 7.5 and 7.5.1
- Gamma radiation of soil (µR/h), maps 7.6 and 7.6.1

The study point lithotypes used in compilation of thematic maps on radon risk in Estonia and natural radiation and of information tables are presented as coloured rings in the map of factual material. Main emphasis in making difference between lithotypes is put on such lithological differences, which are main causes for variation in geochemical parameters in the map on Rn and natural radiation. Distinguished are: north Estonian till (mp); south Estonian till (ml); glacio-aquatic sediments: silty sand (lgs), silt (lga), sand and gravel (lgl); Baltic Sea sand and silt (b) and additionally, sediments at the base of the klint and sediments in the talus slopes of the klint (kla); as well as artificial sediments (t). The colour inside the rings in other maps shows the level of environmental hazard of radon risk and natural radiation. The sizes of the rings show the element concentration. Variance of elements in soil between lithotypes is illustrated in diagrams added into the maps.

Following the standard laid down in Estonia (Juhised... 2017) and recommendations by WHO (2009) and IAEA (*Specific Safety*... 2015), four different levels are specified in the Rn risk map: low, normal, high and very high level of Rn concentration (see Chapter 1).

Three different levels are defined for in the map of natural radiation in soil: areas with normal, elevated or high level of natural radiation.

Different colours are used to make difference between different levels when compiling the map of Rn risk and natural radiation. The size of the circle marking an observation point gives more detailed information on the level of Rn risk. Interpolations in the maps give a rough idea of the areal extent of any certain level of Rn or natural radiation (and its components). Interpolations have been created with the software Surfer, using Kriging method. The interpolating cell size at the scale 1 : 1 000 000 was 500 m and the data search radius was 50 km, at the scale 1 : 300 000 these values were 200 m and 25 km, respectively. The network of observation points is very heterogeneous and sparse, and the variance of Rn concentration in soil air is high. Thus different levels of interpolation represent the areal extent of predominant¹⁴ concentrations. This does not exclude the existence of anomalous (both distinctly higher or lower) values in a region with a certain level.

The analysis of concentration of the observed elements shows that in different genetic-lithological types of Quaternary sediments the distributions of Rn, eU and eTh are dominantly near to log-normal (geometric) and K distribution near to normal (arithmetic) distribution. This can be quite clearly seen in the diagrams of the maps showing element concentration distribution by lithotypes. On this basis, the following notions are preferred in the explanatory note and on the maps when describing the element concentration and distribution properties: geometric and arithmetic mean, predominant, elevated and high concentration.

Geometric mean (x_g) is the value, which expresses the n -th root of the product of the n sample concentrations. Arithmetic mean is their sum divided by the number of samples. The geometric mean helps in eliminating the effect of separate high concentrations on the average value.

The use of geometric mean implies also the use of geometric standard deviation (s_g), expressed through the exponent of the standard deviation of logarithms of the concentrations. (Соловов и др. 1990).

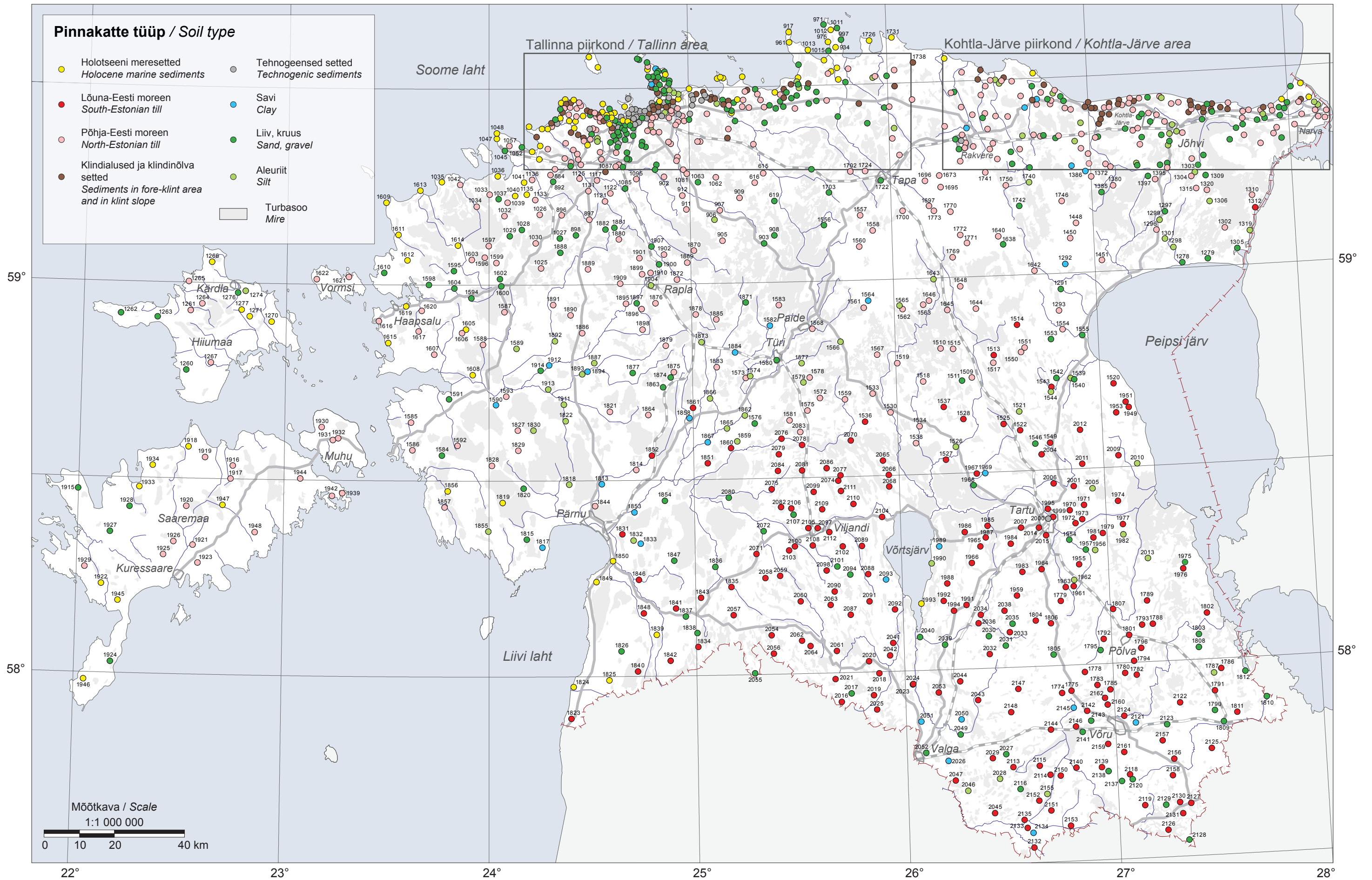
Predominant concentrations are understood in the atlas as concentrations, which are within the interval $x_g : s_g$ to $x_g \times s_g$. This interval covers about 68.3% of the measured results. The limits of an interval characterize the variance of the concentration and concentrations that are most typically expected.

¹⁴ Vt. definitsiooni peatüki viimases lõigus

¹⁴ For definition, see the last paragraph in this chapter.

Kaart 5.1 Uuringupunktide asukohad
 Map 5.1 Locations of study points

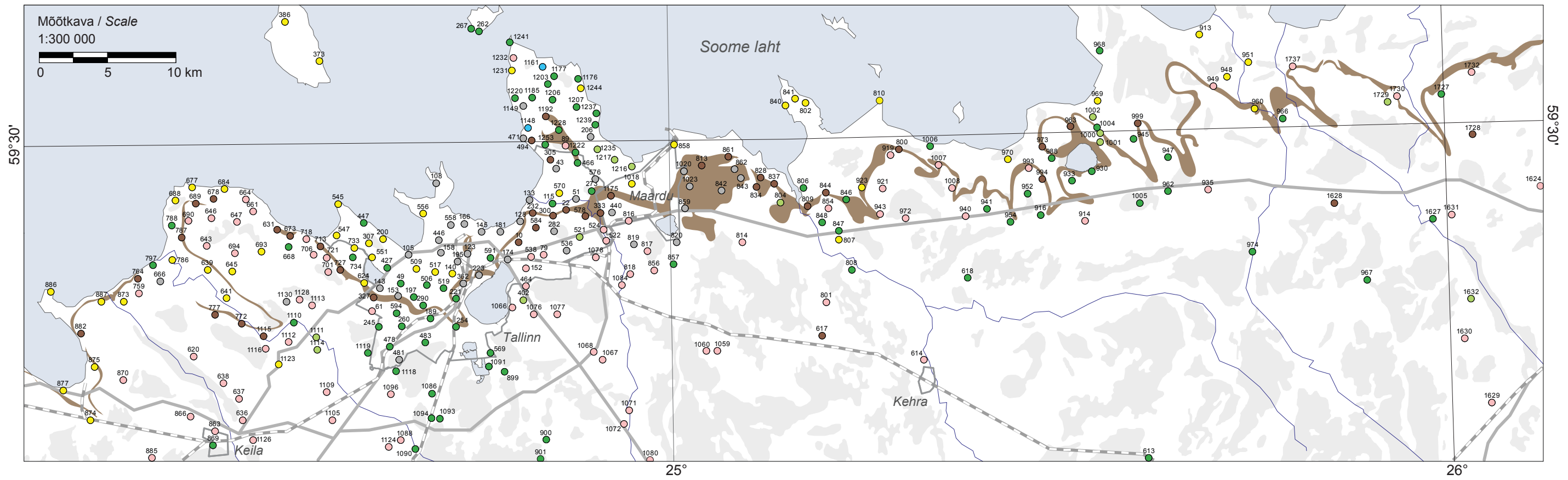
Uuringupunktide asukoha kaart
 Map of study point locations



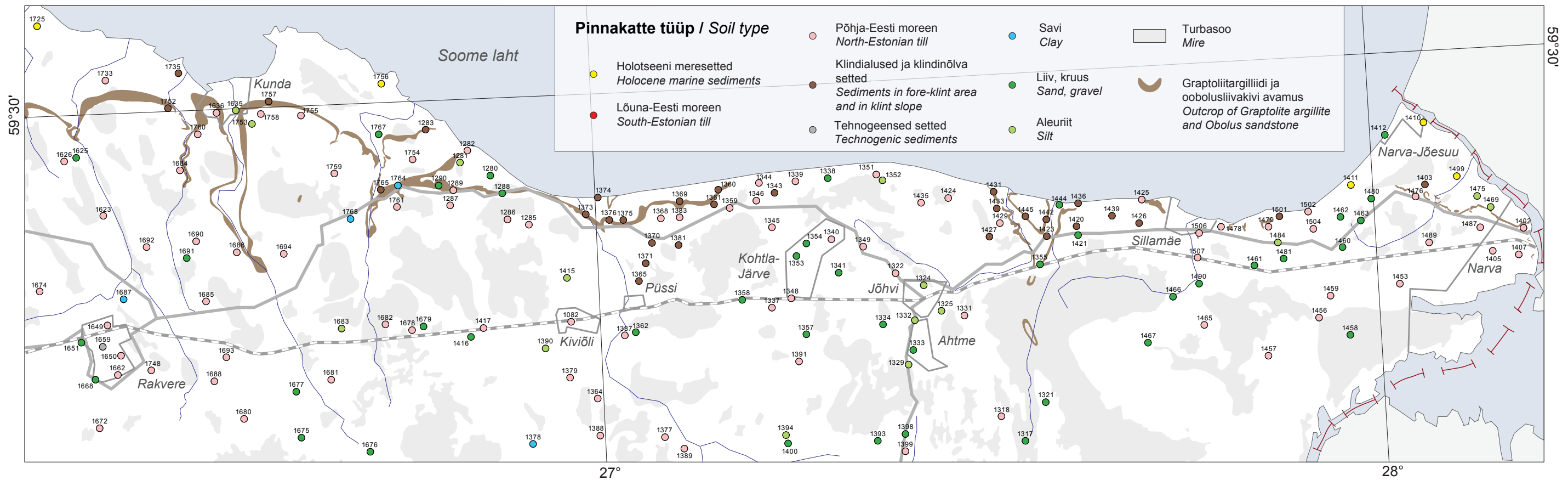
Kaart 5.1.1 Uuringupunktide asukohad
 Map 5.1.1 Locations of study points

Uuringupunktide asukohta kaart
 Map of study point locations

Tallinna piirkond / Tallinn area



Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



6. Radoon pinnaseõhus

6.1 Radoonisisaldus pinnaseõhus

Eristatud litotüüpide levilatel on Rn-sisaldus pinnaseõhus varieeruv, tingituna ühelt poolt nendes eU sisalduse ja pinnase aeratsiooni erinevusest, teisalt sügavamalt pärineva Rn migratsiooni intensiivsuse erinevustest. Tabel 6.1 annab ülevaate Rn-sisaldusest erinevate litotüüpide lõikes nii pinnaseõhus otsemõõdetuna (RnM) kui pinnases eU järgi arvatuna (RnG). Pindalaline levik ja jaotus on kajastatud kaartidel 6.1–6.3.

Kooskõlas kehtiva Eesti standardiga (Juhised... 2017) ei peaks endiselt Rn-sisaldus majade siseõhus ületama 200 Bq/m³ piiri. Standardi kohaselt jaotatakse pinnaseõhu Rn-sisalduse alusel Eesti pinnas Rn-riski tasemelt madalaks (< 10 kBq/m³), normaalseks (10–50 kBq/m³), kõrgeks (50–250 kBq/m³) ja eriti kõrgeks (> 250 kBq/m³). Samade Rn-riski tasemete järgi on koostatud 3 Rn-sisaldust iseloomustavat kaarti, mis komplektis moodustavad nn Eesti pinnaseõhu radooniriski kaardi.

Geoloogilises mõistes varieerub valdav Rn-sisaldus litotüüpide pinnaseõhus laiades piirides: otsemõõdetult (RnM) – 12 kuni 102 kBq/m³ ning pinnases eU -sisalduse kaudu arvatult (RnG) – 16 kuni 83 kBq/m³. Ligi 17% uuringupunktides on need sisaldused oluliselt kõrgemad ja ulatuvad vastavalt 901 ja 433 kBq/m³ ning üksikjuhtudel – 2131 ja 1399 kBq/m³. Sillamäe linna piires 1996. a moreeni pinnaseõhus mõõdetud Rn-sisaldused ulatusid kuni 2500 kBq/m³ (Pahapill 2000).

Võrreldes Eesti uuringupunktides mõõdetud Rn-sisaldusi radooniohtliku pinnase tasemega (50 kBq/m³), näeme et (kaardid 6.1, 6.1.1, 6.1.2): 46,3% vaatluspunktide andmete põhjal on pinnas radooniohtlik, 5,7% uuringupunktides ületab Rn-sisaldus radooniohtliku pinnase taset 3 kuni 5 korda ja 3,1% uuringupunktides – enam kui 5 korda.

Moreen on Eesti pinnakattes kõige levinum geneetilis-litoloogiline tüüp nii Põhja- kui ka Lõuna-Eestis. See oli peamiseks lähtematerjaliks nii liustikuveelise tekkuga savidele ja liivadele kui ka kruusale. Rn-sisalduse selgitamine moreeni pinnaseõhus otsemõõtmisel (RnM) ja eU -sisalduse järgi arvatult (RnG) on Eestis Rn-uuringute seisukohast määrava tähtsusega. Sellest tulenevalt on moreenides tehtud ka kõige rohkem Rn-mõõtmisi (Tabel 6.1).

Otsemõõdetud keskmine Rn-sisaldus Põhja-Eesti moreeni pinnaseõhus on lähedane pinnases eU sisalduse järgi arvatule. See näitab, et tõenäoliselt ka moreeni sügavamate kihtidest migreeruva Rn arvelt ei toimu

Rn-sisalduse olulist tõusu selle ülemistes kihtides. Mõnedel juhtudel, kus otsemõõdetud Rn-sisaldus on arvatust suurem, migreerub täiendav Rn pinnaseõhku veelgi sügavamal lasuvatest kihtidest või aluspõhjakiivimitest. Rn otsemõõtmisel saadud kõrgeid ja eriti kõrgeid sisaldusi esineb klindieelsetel tasandikel ja ürgorgude piires, üksikjuhtudel samuti klindi äärealadel ja lubjakivilõhedes.

Lõuna-Eesti moreeni pinnaseõhus ületab otsemõõdetud keskmine Rn-sisaldus pinnases eU -sisalduse järgi arvatult. Paljudes vaatluspunktides on see kuni 4 korda kõrgem kui eU järgi arvatult (kaardid 6.2 ja 6.3). On iseloomulik, et RnG-sisaldus ei ületa 74 kBq/m³ piiri ja selle dispersioon on madal. Samal ajal ulatub RnM-sisaldus 200 kBq/m³ ja sisalduste dispersioon on kõrge. Seega toimub Lõuna-Eesti moreeni levilal reas kohtades oluline täiendav Rn juurdekanne pinnalähedasse kihti sügavamatest (> 1,5–2,0 m) kihtidest.

Radooniriski seisukohalt ohtlikuma litotüübi moodustavad klindialused ja klindinõlva setted. Need kujutavad endast erinevas suhtevahekorras moreen-, liiv- ja aleuriitsetete mehaanilist segu, kuid sisaldavad ka väga erinevas kontsentratsioonis kõrge U sisaldusega fosforiidi ja graptolitiargilliidi purdu ning peenest ja katavad muutliku paksusega kihina viimaste avamusi. Kõikides nendes setetes paiknevates uuringupunktides ületab Rn-sisaldus radooniohtliku pinnase taset kas otsemõõdetult ja eU -sisalduse järgi arvatult või ainult eU -sisalduse järgi arvatult. Ka nende setete levilal toimub kohati väga intensiivne täiendav Rn juurdekanne sügavamalt.

Sarnaselt Põhja-Eesti moreenile käituvad ka liustikuvee setted, mille levilatel toimub kohati Rn juurdekanne sügavamate kihtidest. Liustikuvee setetest eristuvad kõrgema Rn-sisaldusega¹⁵ uraanirikkamad erimid, esmajärjekorras karbonaatidevaesed savid. Nende savide (peamiselt viirsavi) pinnaseõhus varieerub Rn-sisaldus tavaliselt 50–80 kBq/m³ piirides. Viirsavide levilate pinnas liigitatakse sageli Eestis kehtivate normatiivide kohaselt kõrge Rn sisaldusega pinnase kategooriasse. Rootsisis tehtud uuringute andmetel (Clavensjö, Åkerblom 1994) on nendest Rn migratsioon õhku takistatud ja selliste setete levilad pole üldjuhul kõrge radooniriskiga alad. Eesti tingimustes kehtib selline arusaam ainult märgade savide korral.

Rootsis loetakse liustike vooluveetekkelised liiva ja kruusa levilad kõrge Rn-sisaldusega alade koosseisu. Eestis jäävad selliste setete levilad enamuses normaalse Rn-sisaldusega liivarikaste alade piiresse. Selle põhjuseks on nende

6. Radon in soil air

6.1 Radon concentration in soil air

Rn concentration in soil air varies between the areas of different lithotypes. The reason is on the other hand the difference between their eU concentration and soil aeration, and on the other hand variation of the intensity of Rn migration from deeper depths. Table 6.1 gives an overview of Rn concentration in regard with different lithotypes when measured directly from the soil air (RnM) and when calculated from eU in soil (RnG). Areal extent and distribution are shown on the maps 6.1–6.3.

In harmony with the standard valid in Estonia (Juhised... 2017), as before, Rn concentration in indoor air should not exceed 200 Bq/m³. According to the standard, the soil in Estonia is divided on the basis of Rn concentration in soil air in the Rn risk levels of low (< 10 kBq/m³), normal (10–50 kBq/m³), high (50–250 kBq/m³) and very high (> 250 kBq/m³). Also the mentioned three map sheets were compiled on the basis of the same Rn-risk levels. They form in the set the so-called radon risk map of the soil air in Estonia.

Predominant Rn concentration of the lithotypes varies widely in geological sense: between 12 and 102 kBq/m³, when measured directly (RnM) and between 16 and 83 kBq/m³, when calculated from eU . These concentrations are essentially higher in about 17% of study points, reaching accordingly to 901 and 433 kBq/m³ and in separate cases to 2131 and 1399 kBq/m³. Rn concentration in soil air of till measured within the Sillamäe town in 1996 reached up to 2500 kBq/m³ (Pahapill 2000).

When the measured Rn concentrations in Estonian study points are compared with the radon risk level of soil (50 kBq/m³), we can see that (Maps 6.1, 6.1.1, 6.1.2) on the basis of 46.3% of the observation points the soil has radon risk. Rn concentration in 5.7% of measuring points exceed three to five times the radon risk level of soil. It exceeds it more than five times in 3.1% of the measuring points.

Till is the most widespread genetic-lithological type of Estonian sedimentary cover, both in north and south Estonia. It was the principal source material both for glacio-aquatic clays and sands as well as for gravel. Clarifying Rn concentration in soil air of till both through direct measurement (RnM) and calculated after eU concentration is of dominant importance in Estonian Rn studies. Because of this, the largest number of Rn measurements have been made in till (Table 6.1).

Average Rn concentration directly measured in the soil air of north Estonian till is near to the one measured from the eU concentration in soil. This shows that it is likely that no important increase of Rn concentration occurs on the expense of Rn migrating from deeper till layers. In a few cases, when directly measured Rn concentration is larger than the calculated one, additional Rn is migrating into soil air from even deeper layers or bedrock. High and very high concentrations of directly measured Rn are met on platforms in front of the klint and within ancient valleys, in individual cases also at the klint edge areas and in limestone fractures.

In south Estonian till the median Rn concentration measured directly in soil air exceeds the one calculated from eU concentration. At many observation points it is up to four times higher than the one calculated from eU (Maps 6.2 and 6.3). It is characteristic that RnG concentration does not exceed 74 kBq/m³ and its dispersion is low. At the same time RnM concentration reaches 200 kBq/m³ and variance of the concentrations is large. Thus essential additional transport of Rn into the layer near the surface from deeper (> 1.5–2.0 m) layers occurs in a number of places in the area of south Estonian till.

The most dangerous lithotype from the perspective of radon risk is formed by sediments at the base and slope of the klint. These are a mechanical mixture of till, sand and silt in different proportions, but contain also very varying amounts of clastic fragments of phosphorite and graptolite argillite with high U concentration. The sediments may also cover the latter with a layer of varying thickness. Rn concentration in soil air exceeds the radon risk level at all the study points located within these sediments either when measured directly and calculated from eU concentration or only when calculated after eU . Very intense addition of Rn from deeper depth occurs at places also in the areas of these sediments.

Glacioaquatic sediments behave in a similar manner as north Estonian till. Addition of Rn from deeper layers occurs also in the areas of these sediments. Varieties richer in uranium stand out with higher Rn concentrations¹⁵ among the glacioaquatic sediments, first of all clays poor in carbonatite material. Rn concentration in soil air of these clays (principally varved clay) varies usually between 50–80 kBq/m³. Soil on varved clay deposits is thus often included in the category of soils of high Rn concentration on the basis of regulations valid in Estonia. Data from studies in Sweden (Clavensjö, Åkerblom 1994) indicates that Rn migration to air from them is hampered and deposits of such sediments are in general not areas of high radon risk. In Estonia this is valid only for wet clays.

¹⁵ eU järgi arvatult.

¹⁵ Calculated from eU .

Tabel 6.1. Rn-sisaldus (kBq/m³) Eesti Kvaternaari setete olulisemate litotüüpde pinnaseõhus
 Table 6.1. Concentration of Rn in soil air (kBq/m³) of main lithotypes of the Quaternary deposits of Estonia

Settetüüp Type of sediment	Punktide arv Number of points	Geokeemilised parameetrid Geochemical parameters					
		x _{min}	x _{max}	x _a	s	x _g	s _g
Otsemõõdetud Rn-sisaldus 1 m sügavusel pinnaseõhus (RnM) Rn concentration directly measured in soil air at 1 m depth (RnM)							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) Baltic Sea sands, silts, gravel (b)	89	1.1	130	19.5	23	11.3	3.00
Liustikuvee setted, Glacioaquatic sediments:							
Liiv, kruus, Sand, gravel (lgl)	223	1.1	330	37.9	41.4	52.1	2.76
Aleuriit, Silt (lga)	65	4.2	515	61.5	82.5	35.5	2.76
Savi, Clay (lgs)	14	13.7	211	68.1	51.2	23.6	2.11
Moreenid, Tills:							
Põhja-Eesti moreen (mp) North Estonian till (mp)	299	1.1	433	57.3	52.7	40.4	2.38
Lõuna-Eesti moreen (ml) South Estonian till (ml)	159	1.2	200	60.0	40.1	45.2	2.40
Klindialused ja nõlvade setted, Sediments at the base and slopes of the klint (kla):	69	15.5	2131	197	2742	124	2.54
Tehispinnas, Artificial soil (t)	37	2.2	250	46.8	50.9	29.9	2.69
Kvaternaari setted kokku Quaternary sediments in total	955	1.1	2131	59.8	96.2	34.4	2.97
eU-sisalduse järgi arvatud Rn-sisaldus pinnaseõhus (RnG) Rn concentration is soil air calculated after eU concentration (RnG)							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) Baltic Sea sands, silts, gravel (b)	93	0.9	171	26.6	29.6	17.5	2.53
Liustikuvee setted, Glacioaquatic sediments:							
Liiv, kruus, Sand, gravel (lgl)	228	1.0	236	39.2	34.4	29.3	2.19
Aleuriit, Silt (lga)	74	8.3	389	46.9	49.5	36.8	1.87
Savi, Clay (lgs)	29	8.6	1399	88.1	248	44.1	2.13
Moreenid, Tills:							
Põhja-Eesti moreen (mp) North Estonian till (mp)	316	1.0	562	47.8	49.5	35.4	2.14
Lõuna-Eesti moreen (ml) South Estonian till (ml)	187	17.7	74	40.0	11.3	38.4	1.32
Klindialused ja nõlvade setted, Sediments at the base and slopes of the klint (kla):	70	18.8	512	159	109	127	1.98
Tehispinnas, Artificial soil (t)	39	10.2	375	91.4	80.5	68.8	2.10
Kvaternaari setted kokku Quaternary sediments in total	1036	0.9	1399	52.8	71.0	36.5	2.28

x_{min} – minimaalne sisaldus; x_{max} – maksimaalne sisaldus; x_a – keskmine aritmeetiline sisaldus;
 x_g – geomeetiline keskmine; s – standardhälve; s_g – standardhälve kordajana ehk geomeetiline standardhälve.
 x_{min} – minimum concentration; x_{max} – maximum concentration; x_a – arithmetic mean concentration;
 x_g – geometric mean; s – standard deviation; s_g – standardhälve kordajana or geometric standard deviation.

Deposits of glaciofluvial sand and gravel are counted in Sweden as areas of high Rn concentration. In Estonia such deposits are mainly among sand-rich areas within the limits of normal Rn concentration. The reason for this is different rock composition. Granitoids are dominant in these sediments in Sweden (Ek, Ek 1996), but in Estonia carbonate rocks¹⁶ prevail. Soil air of glaciofluvial sediments composed dominantly of granitoid material or containing accessory graptolite argillite or phosphorite (observation points at the klint zone), has high Rn concentration also in Estonia.

Karst areas and zones of tectonic fractures are often included in regions of high radon risk (Åkerblom 1994). Such a direct relationship has been found in Estonia near Tapa within a fracture zone of the same name. RnM concentration reaches 131 kBq/m³ at the study points within the fracture zone, while RnG concentration within the till forming the soil does not exceed 40 kBq/m³ (Täht-Kok *et al.* 2012). According to geological data and measuring results it is possible that cracks outside the known tectonic fractures in the northern regions of the limestone plateau may also turn out to be routes for intense Rn migration. Cracks exist in limestone with varying density at different regions. Rn in their air exceeds 30 kBq/m³ and reaches up to 130 kBq/m³. High Rn concentration originates likely from graptolite argillite and phosphorite laying up to the depth of 100–150 m. High Rn concentrations have not been observed in karst areas.

The distribution of areas with different Rn concentration is very varying on mainland Estonia and does not follow certain rules (Map 6.1). The areas of highest Rn concentration are found along the north Estonian klint zone: immediately by the exposures of graptolite argillite and phosphorite, in plains between escarpments and beneath them in level areas gently sloping towards the sea, but also at a few plain areas above the klint. Measurements have seldom been made at the steep slopes (> 10–30°) immediately next to klint escarpments, where talus deposits are dominant. However, results here do not differ from other klint areas with high Rn risk. The width of plains between klint escarpments with high or very high Rn concentration extends up to 150–200 m (e.g. Tiskre). The width of plains at the base of the klint may exceed 3–4 m (e.g. Merivälja–Lepiku and Aseri). Till and glacioaquatic sediments at the plains above the klint spread out several kilometres towards the south from the escarpment (in regions such as Muraste, Kahala, Palmse and Püssi). The areas of these sediments are characterized by beautiful scenery, where nothing implies a high level of Rn risk (Photos 6.1, 6.2, 6.3, 6.4).

In addition to the klint zone, areas of high Rn concentration are found in east and south Estonia as a whole, but most often in the areal extent of Devonian rocks of south Estonia (Map 6.1). It is characteristic that high RnM and RnG concentrations appear in more or less equal relation, but in south Estonia high RnM concentrations dominate unequivocally (Map 6.2).

The regions of Luunja, Põlva, Tsooru, Tõrva (Photo 6.5), Viljandi (Photo 6.6) deserve special attention, as there the soil air Rn concentration calculated from eU exceeds the limit of soil radon risk up to 1.5 times, and Rn from direct measures exceeds the limit even up to four times (Maps 6.2 and 6.3). Reddish brown till typical for south Estonia is often found in these regions. Its thickness is varying, often more than 10 m. Also the lithology of the till is varying. On one hand, the clay particle content in the fines in till varies considerably. On the other hand, the proportion of carbonatite rock material in till debris may exceed 60–70%. There is also till which contains a lot of sand or is rich in clay and silt. In such cases the content of carbonatite debris remains below 10% and rocks of crystalline basement dominate. Such a clayey variation of till is usually more rich in eU than other types.

Areas with normal Rn concentration dominate in west Estonia and on west Estonian islands. Till rich with carbonate rocks, glaciofluvial sands and gravels, and transitions between them are widespread in these areas. However, also here Rn concentration in soil air at numerous monitoring sites exceeds the radon risk level, principally around Rapla and in central Saaremaa. High Rn concentration occurs more often in areas of till and glaciolacustrine silts or sands. High Rn concentration is characteristic also for silts within the Kärkla ring structure and for their varieties rich in clay. Particularly high Rn concentration in soil air was gained in direct measurement of the study point 1274 (262 kBq/m³), while the concentration calculated from soil eU reached only 47.7 kBq/m³ (Map 6.1).

Rn concentration in soil air remains below 10 kBq/m³ in areas with low Rn concentration (Juhised... 2017). Such areas are rare in Estonia. Only in 3% of the measuring points (31 in total) the Rn concentration in soil air, calculated after eU (RnG) or measured directly (RnM), remains below 10 kBq/m³. Such points are mainly located at Limnea Sea stadium deposits of gravels, sands and silts, in separate cases also at deposits of other lithotypes. In the latter case the Quaternary sediments consist practically of carbonate rocks and minerals, and quartz. Areas of low and close to low Rn concentration (< 30 kBq/m³) are mainly found at the coastal zones of west Estonian islands, and at coastal stretches of Pärnu–Ikla and Jägala–Eisma.

RnM concentration in soil air of waste heaps of the former Maardu phosphorite open mine is low and uniform, varying within 25–34 kBq/m³ (Jüriado *et al.* 2012). Also RnG concentration, calculated of eU concentration is uniform, although about ten times higher than directly measured, and varies within 134–382 kBq/m³. This shows that aeration conditions of the waste heaps are very good.

¹⁶Transition forms between sandy gravel and gravelly sand.



Foto 6.1. Klindiaärne lubjakiviplatoo Muraste piirkonnas (laiguti alvarite levila). RnG- ja RnM-sisaldus lubjakivilõhedes ületab sageli 30–50 kBq/m³.

Photo 6.1. Limestone plateau near the klint in the Muraste region (alvars exist at places). RnG and RnM concentration in limestone cracks often exceeds 30–50 kBq/m³.



Foto 6.2. Mattunud klint Palmse-Vihula piirkonnas. RnG- ja RnM-sisaldus pinnaseõhus ületab sageli 30–50 kBq/m³, ulatudes kuni 400 kBq/m³.

Photo 6.2. Buried klint escarpment in the Palmse-Vihula area. RnG and RnM concentration in soil air often exceeds 30–50 kBq/m³ reaching up to 400 kBq/m³.



Foto 6.3. Lubjakiviplatoo Püssi piirkonnas. Klindist 3–6 km lõuna suunas katab lubjakive enam kui 1,5 m paksune moreen. RnG- ja RnM-sisaldus pinnaseõhus ületab sageli 50–100 kBq/m³, ulatudes kuni 230 kBq/m³.

Photo 6.3. Limestone plateau near the Püssi region. More than 1.5 m thick layer of till covers the limestone 3–6 km to the south of the klint. RnG and RnM concentration in soil air exceeds often 50–100 kBq/m³, reaching up to 230 kBq/m³.



Foto 6.4. Klindiaärne lubjakiviplatoo Kunda piirkonnas. Liustikuveelise liiva levila, kus RnG-sisaldus on pinnaseõhus vahemikus 80–100 kBq/m³.

Photo 6.4. Limestone plateau in the Kunda region. It is an area of glaciofluvial sands, where RnG concentration in soil air ranges between 80–100 kBq/m³.

erinev kivimiline koostis. Rootsist valdavad nendes setetes granitoidid (Ek, Ek 1996), Eestis – karbonaatsed kivimid¹⁶. Nende vooluveesete pinnaseõhk, mille koostises valdab granitoidne materjal või milles esineb graptoliitargilliidi ja fosforiidi lisandeid (klindivööndi uuringupunktid), on ka Eestis kõrge Rn-sisaldusega.

Kõrge radooniriskiga alade piirkondade koostisse kuuluvad sageli ka karsti levilad ja tektooniliste rikete vööndid (Åkerblom 1994). Eestis on selline otsene seos tuvastatud Tapa lähedal samanimelises rikkevööndis. Rikkevööndis paiknevates uuringupunktes ulatub RnM-sisaldus 131 kBq/m³, samal ajal kui pinnast moodustavas moreenis ei ületa RnG-sisaldus 40 kBq/m³ piiri (Täht-Kok *et al.* 2012). Geoloogiliste andmete ja mõõtmistulemuste järgi võib ka lubjakiviplatoo põhjapoolsetes piirkondades teadaolevatest tektoonilistest rikest väljaspool esinev lõhelisus osutada intensiivse Rn migratsiooniteeks. Piirkonniti esinevad lubjakivides erineva sagedusega lõhed, mille õhus ületab Rn-sisaldus 30 kBq/m³ ja ulatub kuni 130 kBq/m³. Kõrge Rn-sisaldus pärineb tõenäoliselt kuni 100–150 m sügavusel lasuvatest graptoliitargilliidist ja fosforiidist. Karstunud aladel pole eralduvaid kõrgeid Rn-sisaldusi täheldatud.

Erineva Rn-sisaldusega alade levik on Eesti maismaal väga erinev ja ei allu kindlatele seaduspärasustele (Kaart 6.1). Kõige kõrgema Rn-sisaldusega alad esinevad Põhja-Eesti klindivööndis: vahetult graptoliitargilliidi ja fosforiidi avamuste piires, astangutevahelistel ja nende all olevatel

mere suunas nõrgalt kallakatel tasastel aladel, kuid ka reas kohtades klindipealsetel tasastel aladel. Vahetult klindiangute järskudel nõlvadel (> 10–30°), kus valdavad varikalde moodustised, on mõõtmisi tehtud harva, kuid tulemused ei erine klindi teistest kõrge Rn-riski aladest. Kõrge või väga kõrge Rn-sisaldusega klindiangutevaheliste tasandike laius ulatub kuni 150–200 m (näiteks Tiskre), klindialuste tasandike laius võib ületada 3–4 km piiri (näiteks Merivälja–Lepiku, Aseri jt piirkonnad). Ka klindipealsetel tasandikel levivad kõrge Rn-sisaldusega moreen ja liustikuvee setted mitme kilomeetri ulatuses astangust lõunasse (Muraste, Kahala, Palmse, Püssi jt piirkonnad). Nende setete levilad moodustavad looduses kauneid maastikke ja miski ei anna märku nende pinnase kõrgest Rn-riski tasemest (Fotod 6.1, 6.2, 6.3, 6.4).

Peale klindivööndi esineb kõrge Rn-sisaldusega alasid kogu Ida- ja Lõuna-Eestis, kuid sagedamini Lõuna-Eestis Devoni kivimite levilal (Kaart 6.1). On iseloomulik, et Põhja-Eestis esinevad kõrgeid RnM- ja RnG-sisaldused ligikaudu võrdses vahekorras, Lõuna-Eestis on ühemõtteliselt valdavad kõrgeid RnM-sisaldused (Kaart 6.2). Erilist tähelepanu vääri Luunja, Põlva, Tsooru, Tõrva (Foto 6.5), Viljandi (Foto 6.6) piirkonnad, kus eU järgi arvatud pinnaseõhu Rn-sisaldus ületab radooniohtliku pinnase taset kuni 1,5 korda, Rn otsemõõtmisel saadud tulemuste järgi aga kuni 4 korda (Kaardid 6.2 ja 6.3). Nendes piirkondades levib Lõuna-Eestile iseloomulik punakaspruun moreen, mille paksus on muutlik ja ulatub sageli üle 10 m. Ka moreeni litoloogia on muutlik. Ühelt poolt varieerub moreeni

6.2 Radon concentration directly measured in soil air and calculated from eU

RnG in soil air varies between 1 and 1399 kBq/m³, with a geometric mean of 36.5 kBq/m³. RnM varies between 1 and 2131 kBq/m³, with a geometric mean of 34.4 kBq/m³ (Table 6.1). Although the measuring results of the two methods are within similar limits, problems arise when comparing (interpreting) RnM and RnG results at individual study points.

There are study points within the areas of all lithotypes, where RnM and RnG concentrations differ more than three times in both ways (Figure 6.1). Results from either methods at study points can be smaller or larger. The south Estonian till is an exception. RnG concentration in this area does not exceed 74 kBq/m³ but RnM concentrations reach 200 kBq/m³. In sediments at the base of the klint RnG concentrations are most often higher than RnM concentrations. It was also found out that control measurements of RnM conducted at same study points a few weeks later differ from the original ones. The differences were particularly striking in sandy soil during the summer and autumn. The need for clarifying the reasons for difference between RnG and RnM, as well as for the temporal change of RnM, became imperative when it was started to specify the level of Rn

risk under buildings. Rn concentration in soil air during measurements is not of major importance when determining the Rn risk level under buildings. Instead, important are the origin of Rn in soil under the buildings and determining of the real Rn risk level forming after erecting the building on the basis of the study results. The expediency and effectiveness of planned mitigating means for Rn risk depends on exactly these data.

Short-term studies on causes for wide variation of RnM concentration in soil air have been initiated already during the last century and they are numerous (Åkerblom 1994; Åkerblom, Mellander, 1997; Winkler *et al.* 2001; Sundal *et al.* 2004; Sakoda *et al.* 2011; Szabo *et al.* 2013). However, the causes were difficult to explain in many cases under the Estonian circumstances. In order to solve problems arisen and to interpret the study results, initially one monitoring site was established. Later, changes in the Rn concentration were monitored at seven sites at varying geological conditions. The monitoring lasted for 1.2–3 years. The most essential results are presented in the following sub-chapter. The authors hope that analysis of these data makes it possible to interpret in finer detail the concentration at particular study points in the Rn risk map.

¹⁶ Peetakse silmas liivkruusa ja kruusliiva üleminekulisi vorme

peenese koostises saviosakeste sisaldus laiades piirides ja teisalt võib karbonaatsete kivimite osakaal moreeni purrus ületada 60–70% piiri. Esineb ka väga liivast ning savi- ja aleuriidirikast moreeni, kus karbonaatse purru sisaldus jääb alla 10%. Sellisel juhul moodustavad purru enamasti kristalse aluskorra kivimid.

Lääne-Eestis ja Lääne-Eesti saartel on valdavalt normaalse Rn-sisaldusega alad, kus levivad laialt karbonaatsete kivimite rikas moreen ning liustikuveetekkellised liivad ja kruusad. Kuid ka nendes piirkondades, eelkõige Rapla ümbruses ja Saaremaa keskosas ületab pinnaseõhu Rn-sisaldus reas vaatluspunktides radooniohtliku pinnase taset. Kõrge Rn-sisaldus esineb sagedamini moreenis ja jääjärvetekkeliste aleuriitide ja savide levialadel. Kõrge Rn-sisaldus on iseloomulik ka Hiiu maal Kärda meteoriidikraatri ringstruktuuri sees levivatele aleuriitidele ja nende savirikastele erimitele. Eriti kõrge Rn-sisaldus on saadud up 1274 pinnaseõhus otsemõõtmisel (262 kBq/m³), samal ajal kui pinnases eU järgi arvatutu ulatub ainult 47,7 kBq/m³ (Kaart 6.1).

Madala Rn-sisaldusega aladel jääb pinnaseõhu Rn-sisaldus alla 10 kBq/m³ (Juhised... 2017). Sellised alad on Eestis harvad. Ainult 3% uuringupunktides (31 up) jääb Rn-sisaldus pinnaseõhus eU järgi arvatutult (RnG) ja otsemõõdetult (RnM) alla 10 kBq/m³. Need punktid paiknevad valdavalt Limneamere staadiumi perioodil tekkinud kruusade, liivade ja ka aleuriitide levialal, üksikjuhtudel teiste litotüüpide levialal. Viimasel juhul koosnevad Kvaternaari setted praktiliselt karbonaatsetest kivimitest ja mineraalidest ning kvartsist. Madala ja sellele lähedase Rn-sisaldusega (< 30 kBq/m³) alad levivad valdavalt Lääne-Eesti saarte, Pärnu–Ikla ja Jägala–Eisma rannavööndis.

Endise Maardu fosforiidikarjääri puistangute pinnaseõhus on RnM-sisaldus madal ja üheilmeline, varieerudes piirides 25–34 kBq/m³ (Jüriado *et al.* 2012). Ka eU-sisalduse järgi arvatud RnG-sisaldus on üheilmeline, kuid ligi 10 korda kõrgem kui otsemõõdetu ja varieerub piirides 134–382 kBq/m³. See näitab, et puistangute aeratsioonitingimused on väga head.

6.2 Radoonisisaldus pinnaseõhus otsemõõdetult ja eU järgi arvatud

Pinnaseõhus varieerub RnG piirides 1 kuni 1399 kBq/m³, geomeetrilise keskmisega 36,5 kBq/m³ ja RnM – 1 kuni 2131 kBq/m³, geomeetrilise keskmisega 34,4 kBq/m³ (Tabel 6.1). Olgugi et kahe meetodi mõõtmistulemused jäävad samadesse piiridesse, tekkis üksikuuringupunktides RnM ja RnG tulemuste võrdlemisel (interpreteerimisel) probleem.

Kõikide litotüüpide levialade piires esinevad uuringupunktid, kus RnM- ja RnG-sisaldused erinevad enam kui 3 korda mõlemas suunas (Joonis 6.1). Mõlema meetodiga saadud tulemused võivad uuringupunktides olla väiksemad või suuremad. Erandi moodustab Lõuna-Eesti moreen. Selle levialal ei ületa RnG-sisaldused 74 kBq/m³ taset, samas kui RnM-sisaldused ulatuvad 200 kBq/m³. Klindi-alustes setetes on RnG-sisaldused sageli kõrgemad kui RnM-sisaldused. Lisaks selgus ka, et samades uuringupunktides erinesid mõned nädalad hiljem teostatud RnM kontrollmõõtmised oluliselt. Eriti kontrastseteks osutusid need erinevused liivases pinnases suvel ja sügisel. Nii RnG ja RnM vahelise kui ka RnM ajalise erinevuse selgitamise põhjuste vajadus kerkis eriti teravalt esile, kui hakati täpsustama ehitistealuse pinnase Rn-riski taset. Ehitistealuse pinnase Rn-riski taseme selgitamisel pole määrava tähtsusega mitte uuringute ajal mõõdetud pinnaseõhu Rn-sisaldus, vaid ehitistealuse pinnase Rn päritolu ja pärast ehitise rajamist kujuneva reaalse Rn-riski taseme selgitamine uuringutulemuste alusel. Just nendest andmetest sõltub projekteeritavate Rn-riski leevendusmeetmete otstarbekus ja efektiivsus.

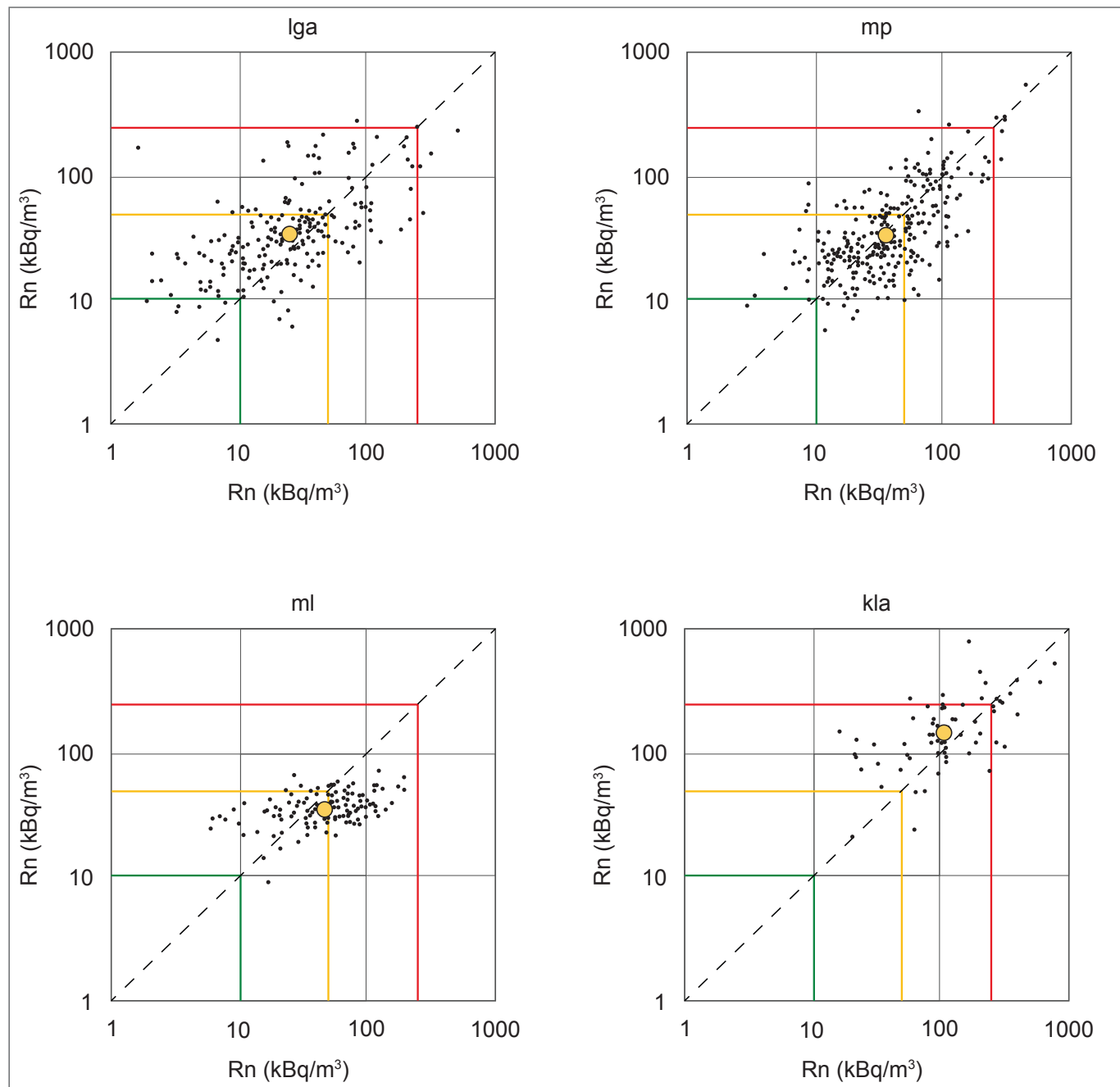
Kuigi pinnaseõhus on RnM-sisalduse ulatusliku variatsiooni põhjuste lühiajalisi uuringuid alustatud juba möödunud sajandil ja neid on mitmeid (Åkerblom 1994; Åkerblom, Mellander, 1997; Winkler *et al.* 2001; Sundal *et al.* 2004; Sakoda *et al.* 2011; Szabo *et al.* 2013), jäid Eesti tingimustes nähtuse põhjused paljudel juhtudel raskesti seletatavateks. Kerkinud probleemide lahendamiseks ja uuringute tulemuste interpreteerimiseks rajati algul üks ja hiljem erinevatesse geoloogilistesse tingimustesse 7-st monitooringupunktist koosnev pinnaseõhu Rn-sisalduse muutusi jälgiv monitooring. Monitooringu kestvus jäi vahemikku 1,2 kuni 3 aastat ja kogutud olulisemad tulemused tuuakse järgnevas alapeatükis. Autorid loodavad, et nende andmete analüüs võimaldab detailsemalt interpreteerida Rn-riski kaardi konkreetsete uuringupunktide sisu.



Foto 6.5. Moreentasandik Tõrva piirkonnas. RnM-sisaldus ületab pinnaseõhus sageli 50 kBq/m³ ulatudes 200 kBq/m³, samal ajal kui RnG-sisaldus on tavaliselt < 50 kBq/m³.
Photo 6.5. Till plain in the Tõrva region. RnM concentration often exceeds 50 kBq/m³, reaching up to 200 kBq/m³ while RnG concentration is normally below 50 kBq/m³.

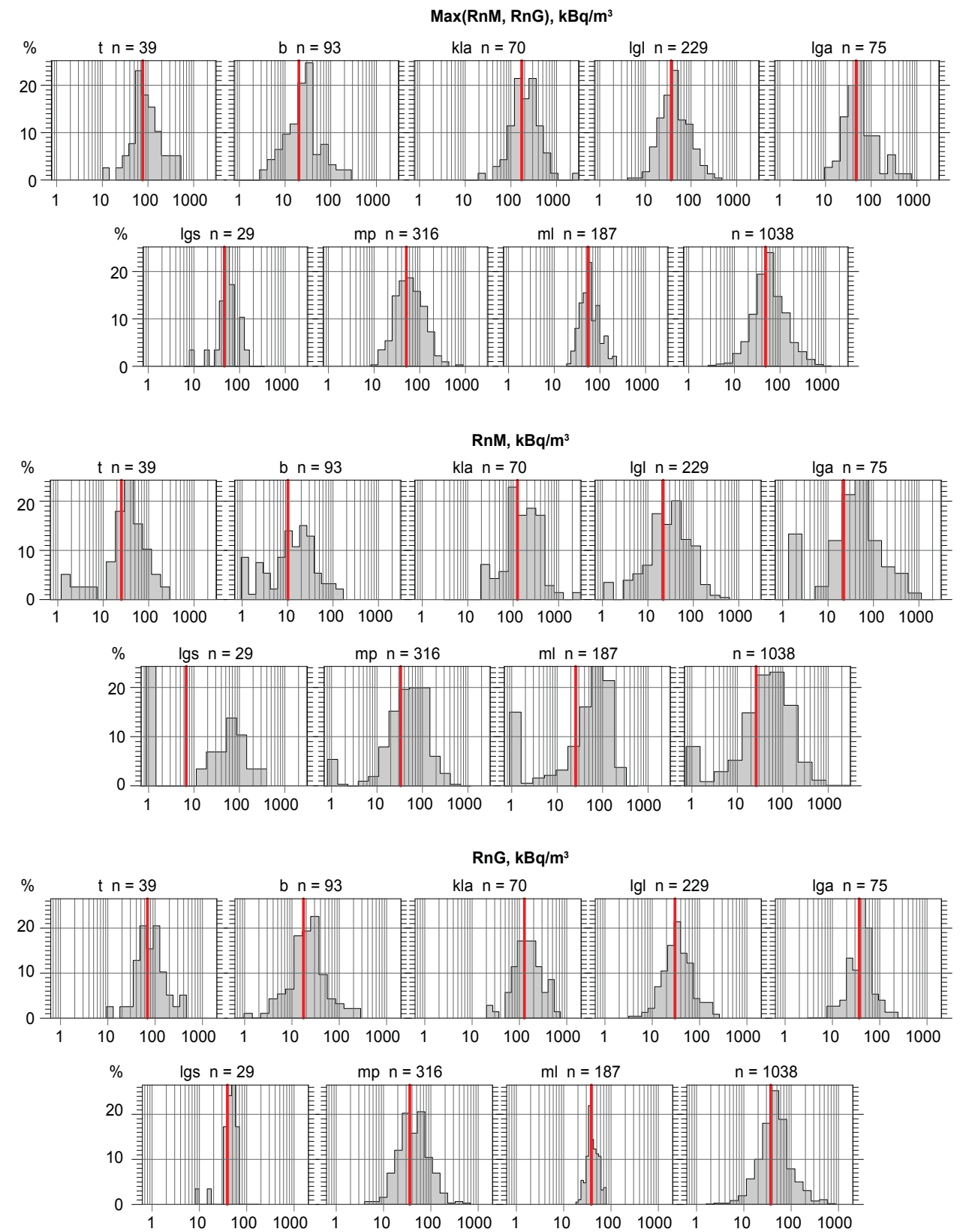


Foto 6.6. Moreentasandik Viljandi piirkonnas. RnM-sisaldus ületab pinnaseõhus sageli 50 kBq/m³ ulatudes 150 kBq/m³, samal ajal kui RnG-sisaldus on tavaliselt < 50 kBq/m³.
Photo 6.6. Till plain in the Viljandi region. RnM concentration often exceeds 50 kBq/m³, reaching up to 150 kBq/m³ while RnG concentration is normally below 50 kBq/m³.



Joonis 6.4. Rn-sisaldused levinumates Eesti pinnasetüüpides. Pinnaseõhust otsemõõdetud (RnM) ja pinnase eU järgi arvatatud pinnaseõhu Rn-sisaldus (RnG). Jääjärveline liiv ja aleuriit (lga); Põhja-Eesti moreen (mp); Lõuna-Eesti moreen (ml); klindiesised ja klindisetted (kla). Rn-riski tasemed on näidatud rohelse (10 kBq/m³), kollase (50 kBq/m³) ja punase (250 kBq/m³) joonega. Sisalduste geometriline keskmine on tähistatud kollase punktiga.

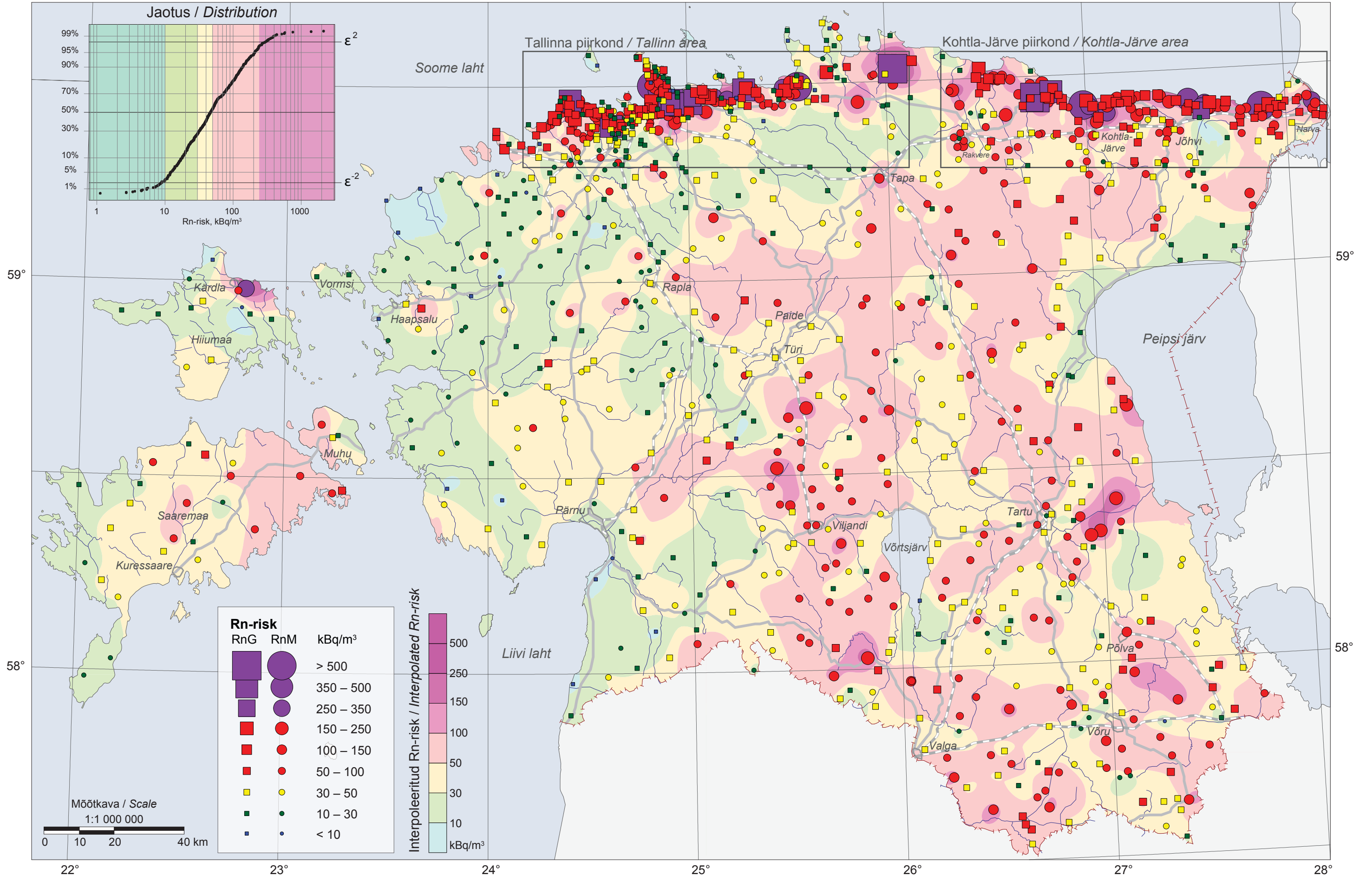
Figure 6.4. Radon concentrations in the main types of Estonian soil. Directly measured soil air (RnM) and calculated radon concentrations (RnG). Glaciolacustrine sand and silt (lga); north Estonian till (mp); south Estonian till (ml); Fore-Klint slope deposits (kla). Levels of Rn risk are shown with green (10 kBq/m³), yellow (50 kBq/m³) and red (250 kBq/m³) lines. Geometric mean is shown as a yellow dot.



Pinnaseõhu maksimaalse Rn-sisalduse, RnM ja RnG sagedusdiagrammid liitotüüpide lõikes.
Frequency diagrams of maximum Radon concentration in soil air, RnM and RnG.

Kaart 6.1 Maksimaalne ²²²Rn-sisaldus pinnaseõhus (kBq/m³)
Map 6.1 Maximum ²²²Rn concentration in soil air (kBq/m³)

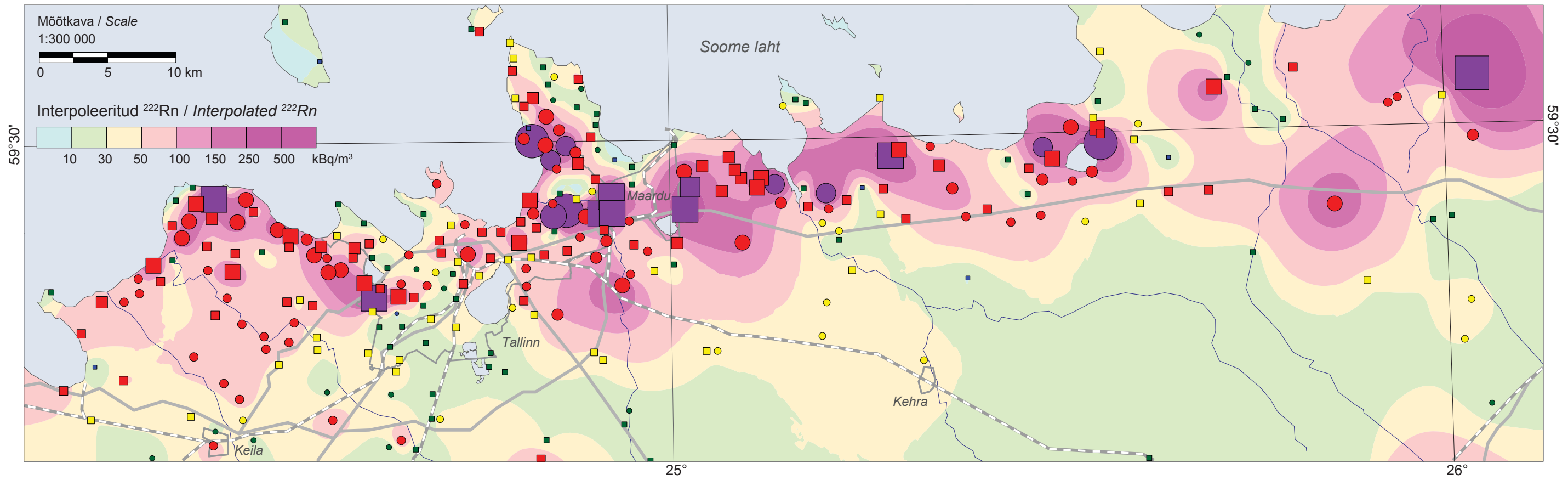
Eesti pinnase Rn-riski kaart
Soil Rn risk map of Estonia



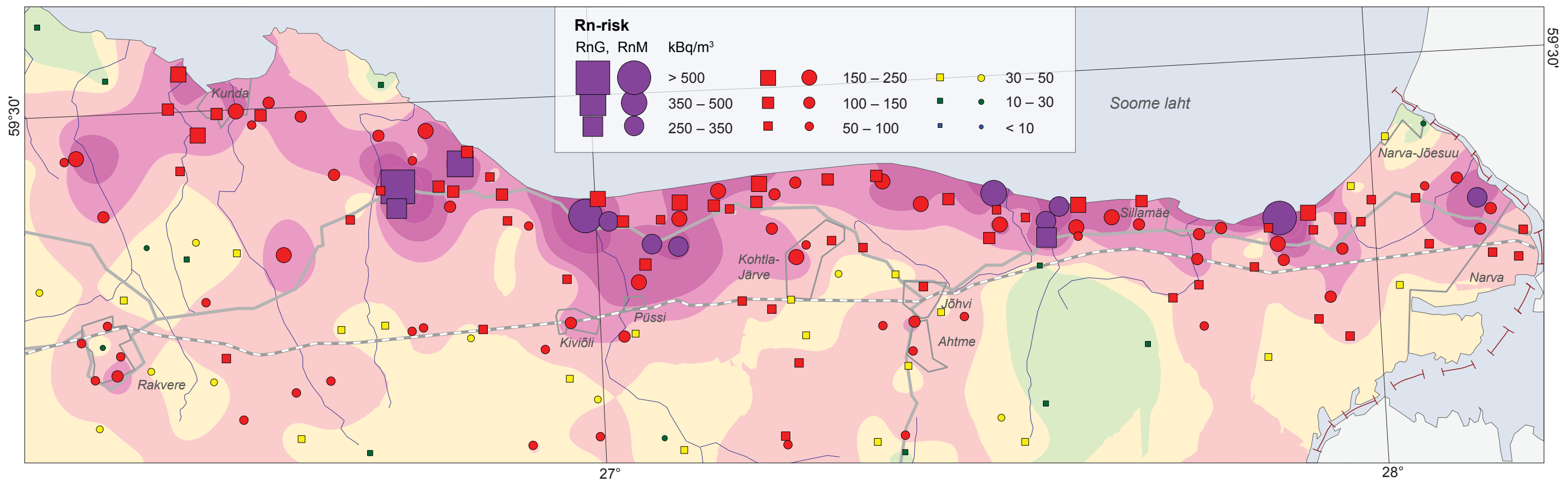
Kaart 6.1.1 Maksimaalne ^{222}Rn -sisaldus pinnaseõhus (kBq/m^3)
Map 6.1.1 Maximum ^{222}Rn concentration in soil air (kBq/m^3)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase Rn-riski kaart
Soil Rn risk map of Estonia

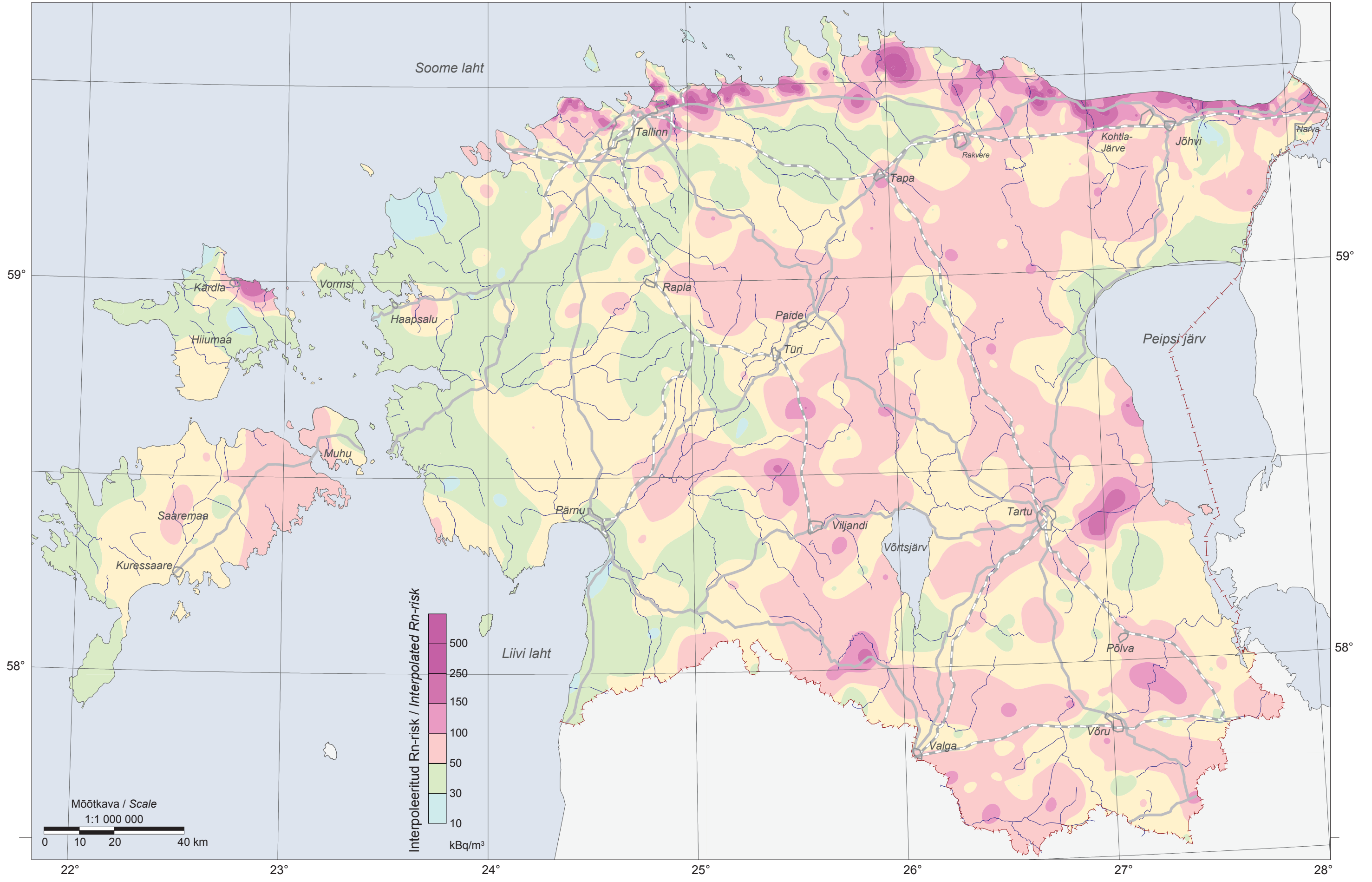


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



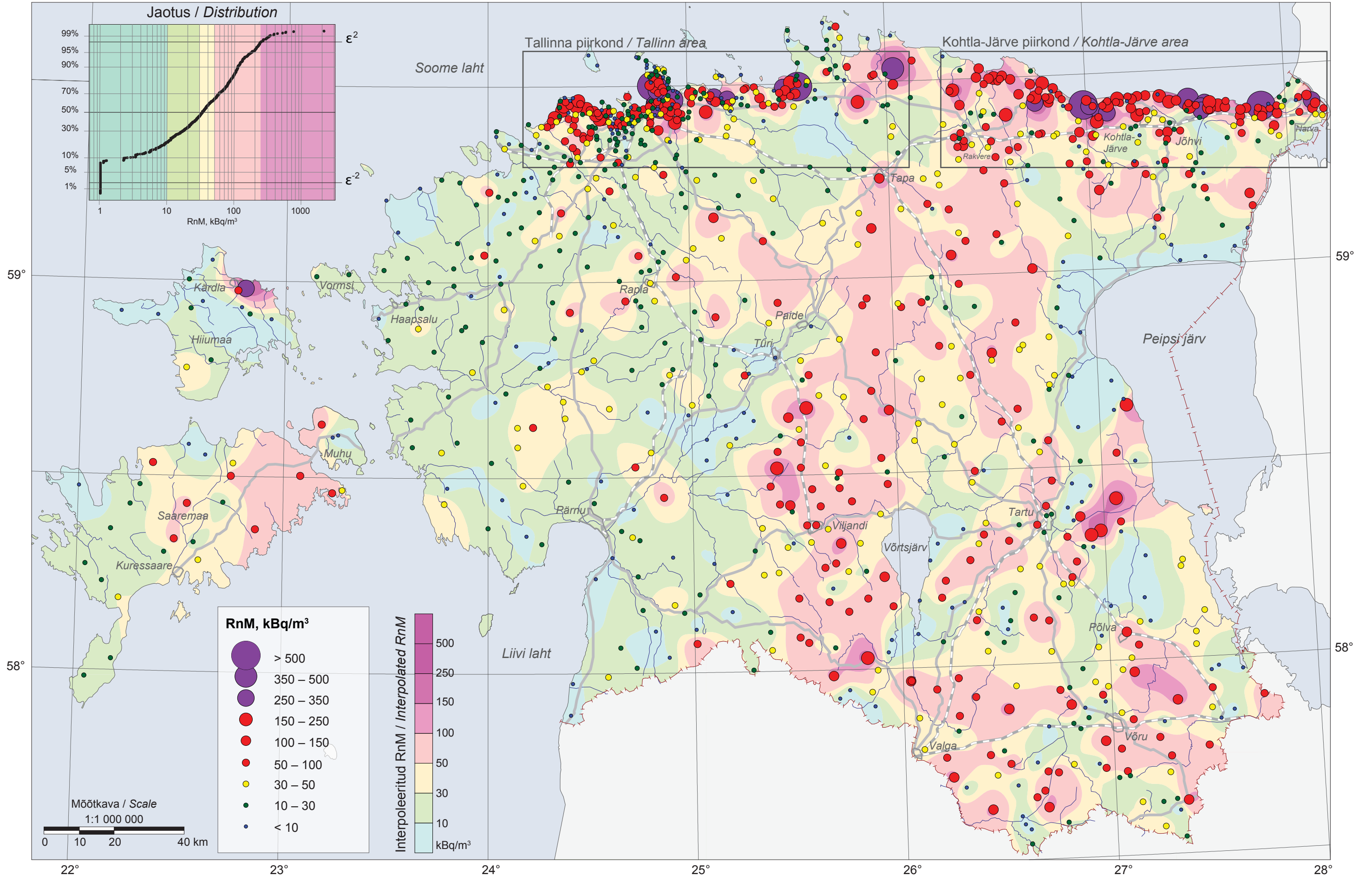
Kaart 6.1.2 Maksimaalne ²²²Rn-sisaldus pinnaseõhus, interpolatsioon (kBq/m³)
 Map 6.1.2 Maximum ²²²Rn concentration in soil air, interpolation (kBq/m³)

Eesti pinnase Rn-riski kaart
 Soil Rn risk map of Estonia



Kaart 6.2 Pinnaseõhus otsemõõdetud ^{222}Rn -sisaldus (kBq/m^3)
Map 6.2 Measured ^{222}Rn concentration in soil air (kBq/m^3)

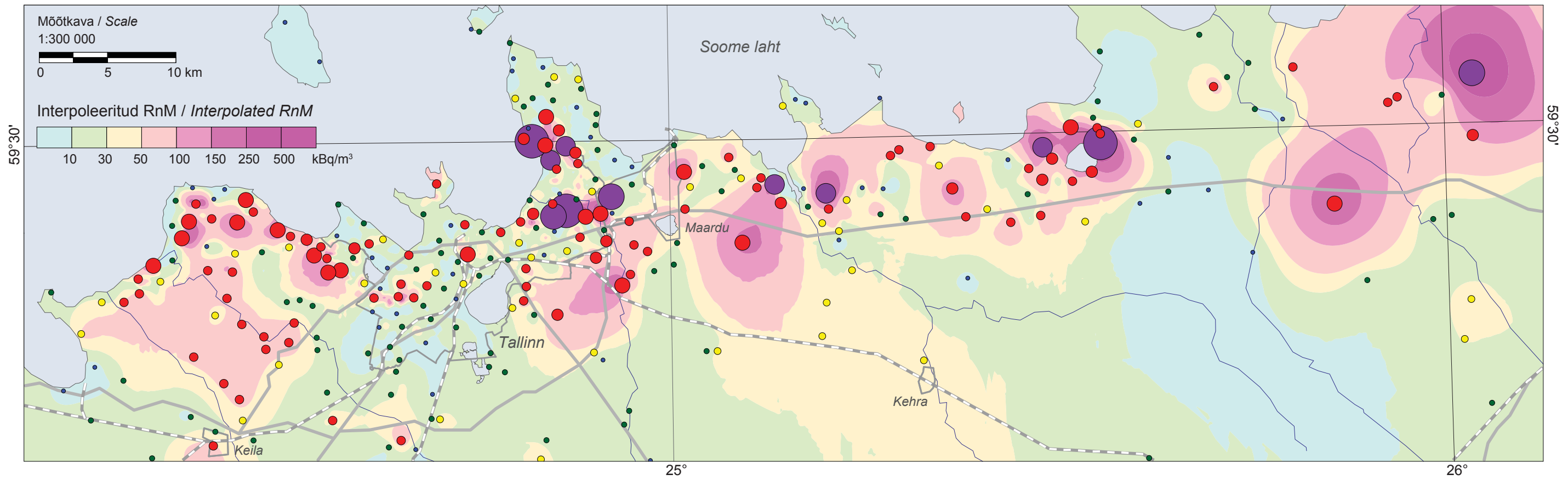
Eesti pinnase Rn-riski kaart
Soil Rn risk map of Estonia



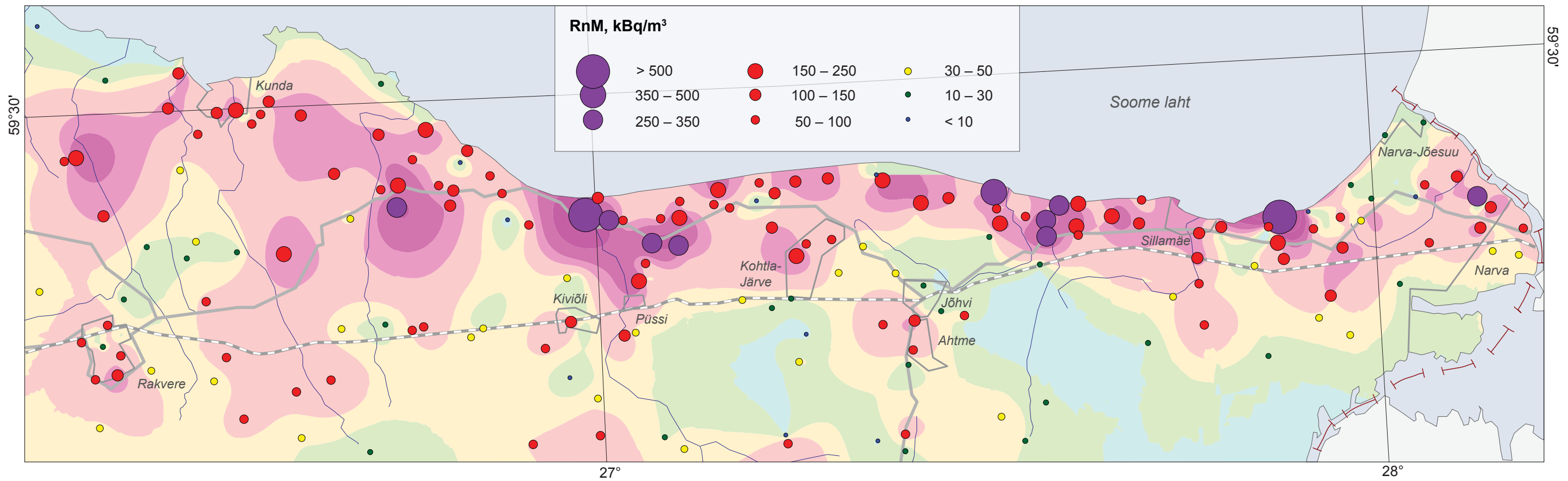
Kaart 6.2.1 Pinnaseõhus otsemõõdetud ²²²Rn-sisaldus (kBq/m³)
 Map 6.2.1 Measured ²²²Rn concentration in soil air (kBq/m³)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase Rn-riski kaart
 Soil Rn risk map of Estonia

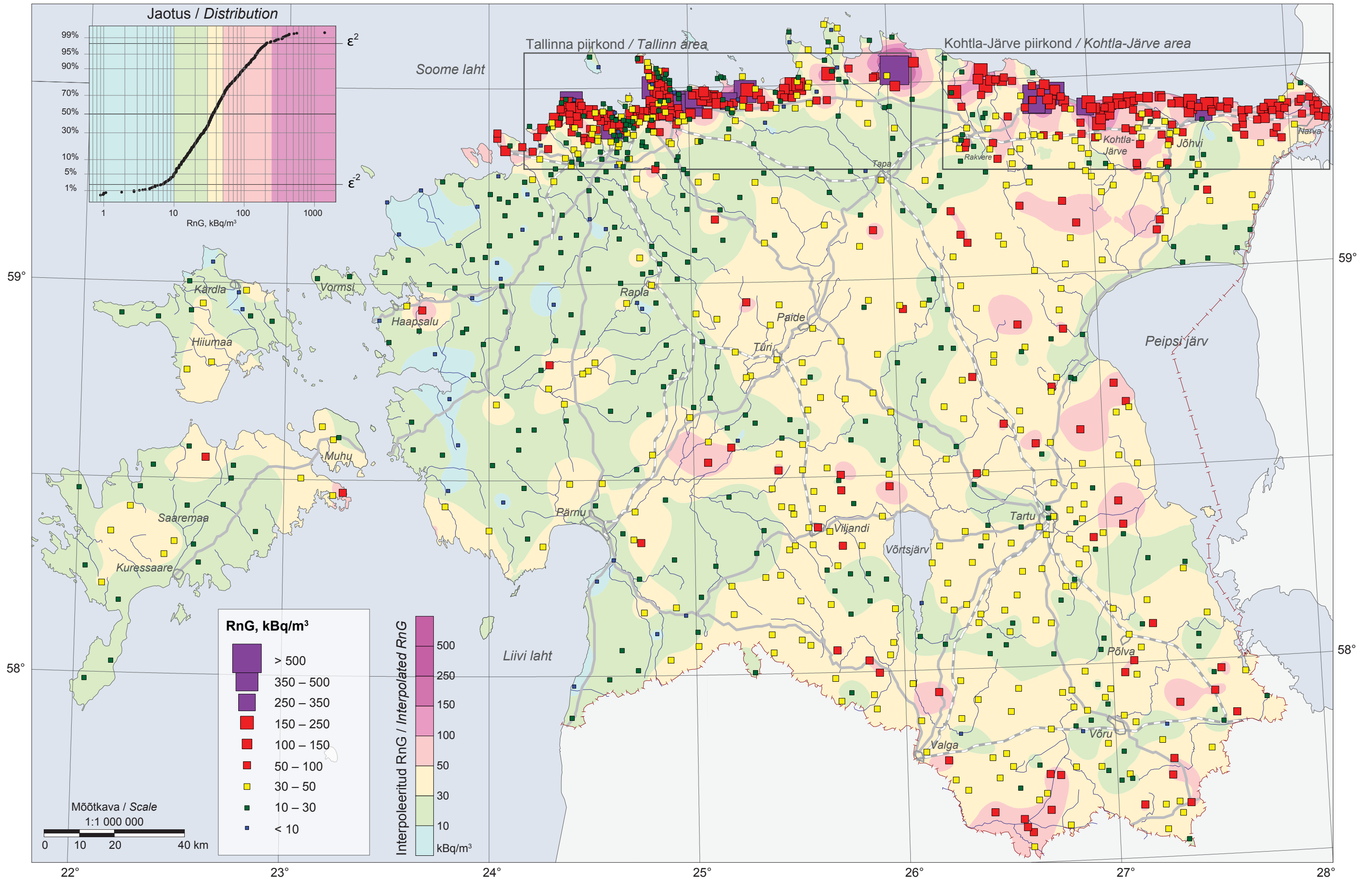


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 6.3 Pinnaseõhu eU järgi arvutatud ²²²Rn-sisaldus (kBq/m³)
Map 6.3 ²²²Rn concentration calculated after eU of soil (kBq/m³)

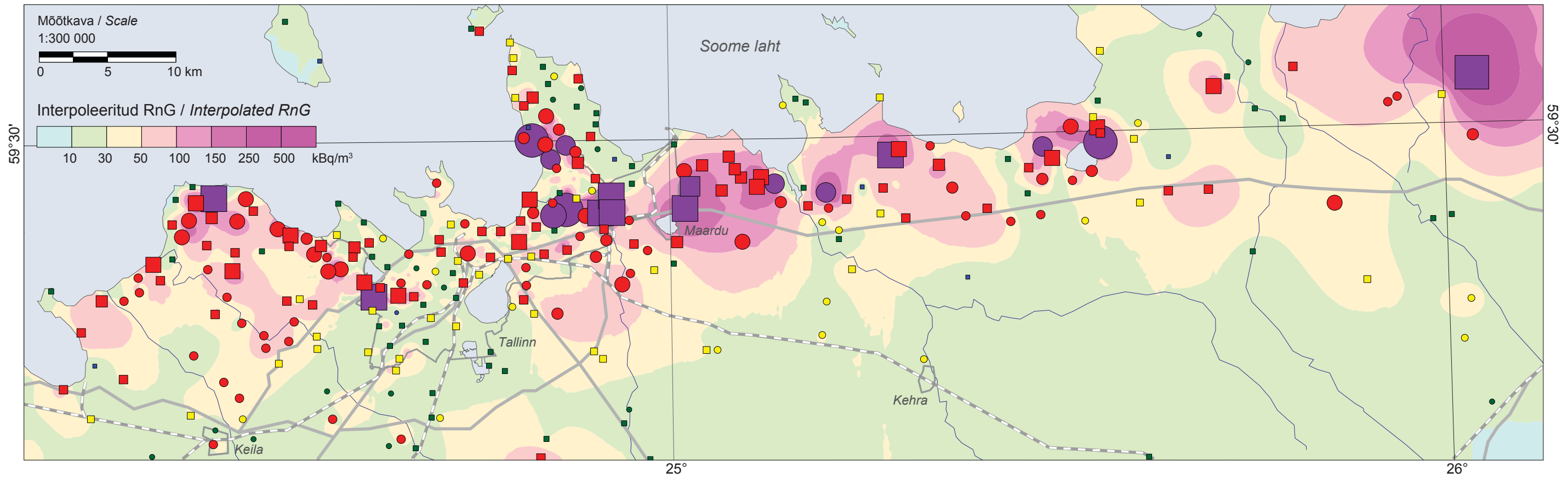
Eesti pinnase Rn-riski kaart
Soil Rn risk map of Estonia



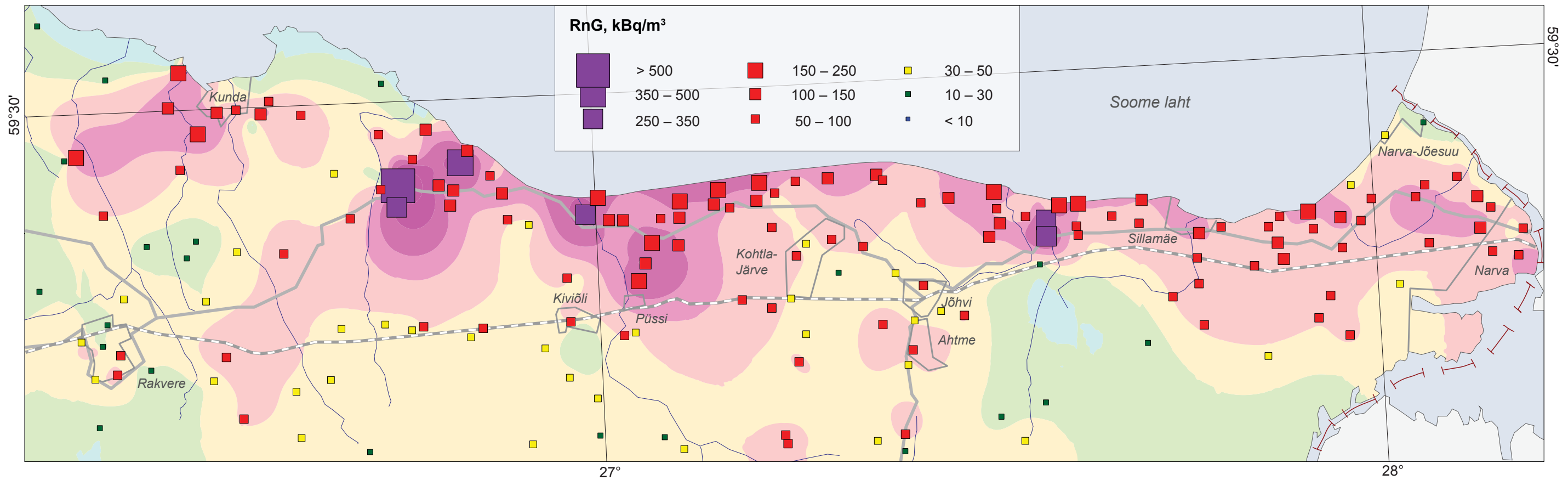
Kaart 6.3.1 Pinnaseõhu eU järgi arvutatud ^{222}Rn -sisaldus (kBq/m^3)
 Map 6.3.1 ^{222}Rn concentration calculated after eU of soil (kBq/m^3)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase Rn-riski kaart
 Soil Rn risk map of Estonia



Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



6.3 Radooni monitooring

Esimene pinnaseõhus RnM käitumist jälgiv monitooringupunkt rajati 2005. a varasügisel Tallinna Kadaka tee 82 kinnistu liivasesse pinnasesse. Geoloogiliselt paikneb see 2 km laiuse Harku ürgoru edelanõlval, kus orgu täitvaid liustikuveelisi setteid katab Läänemere Litoriina arengu-staadiumi liiv ja aleuriit (Morgen 2003) ning neid omakorda 20–50 cm paksune tehispäritoluga aleuriidirikas pinnas (sh kasvukiht). Vaatluspunktis ületab Kvaternaari setete paksus 30 m piiri ja pinnasevee tase on maa-aluste trasside tulemusel maapinnast enam kui 3 m sügavusel. Graptoliit-argilliidi avamused levivad ürgoru nõlva ülemises osas ja jäävad monitooringupunktist enam kui 400 m kaugusele edelasse (Suuroja jt 2003).

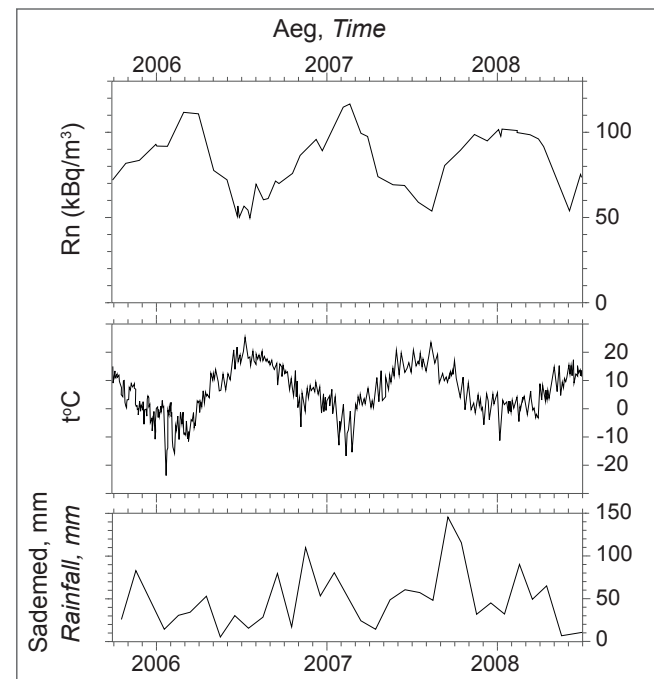
Monitooringupunktis mõõdeti 80 cm sügavusel eU-sisaldus gammaspetsimeetriga ja igakuiselt sama sügavuse pinnaseõhus Rn-sisaldus emanomeetriga (RnM). eU-sisalduse järgi arvutati Ra lagunemisel pinnaseõhku eralduv Rn-sisaldus (RnG).

Rajatud monitooringu 3-aastase aegrea mõõtmiste tulemustel varieerub 0,8 m sügavusel RnM-sisaldus suvekuudel 50–70 kBq/m³ piirides ja talvekuudel 90–120 kBq/m³ piirides. Aastate lõikes on tulemused küllalt üheilmelised (Joonis 6.2).

Radoonisalduse (RnM) mõõtmise tulemused näitasid, et pinnaseõhu Rn-sisaldus tõusis talveperioodil ligi 2 korda kõrgemaks, kui pinnase eU-sisaldus lubas eeldada (Joonis 6.3). Kordusuuringute käigus aasta hiljem selgus, et kõrge RnM-sisalduse põhjustas U-rikka graptoliitargilliidi peenese ja purru esinemine liivas 1,6 m sügavuselt alates, mistõttu U-sisaldus sellel sügavusel (7,6 mg/kg; ICP-MS) oli maapinnalähedasest (< 1 m) liivakihist ligi 2 korda kõrgem.

Rn-sisalduse aegrea tulemuste vastandamine ligi 4 km kaugusel paikneva Harku meteorijaama vaatlusandmetega näitab (Joonis 6.2), et ainult RnM-sisalduse ja õhu-temperatuuri vahel on jälgitav tugev negatiivne korrelatsioon. Sademete hulga ja Rn-sisalduse vahel korrelatsioon puudub või on see nõrgalt positiivne.

Monitooringu ja varasemate uuringute (Petersell jt 2004; 2008; Petersell *et al.* 2005) tulemustest järeldus, et Rn-riski põhjustavad geoloogilised ja geochemilised tingimused on väga erinevad ja varieeruvad. Sellest tulenevalt rajati monitooringuvõrk (Joonis 6.4), mille mõõtepunktid paiknevad erinevate geoloogiliste ja geochemiliste tingimustega aladel (Tabel 6.2). Samuti arvestati monitooringupunktide valikul, et Eesti territoorium on allunud korduvatele mandrijääjumistele, mille tulemusel on pinnakatte valdavalt allohtoonse¹⁷ päritoluga ja pinnakattes võib U-sisaldus oluliselt erineda selle all levivate aluspõhjakivimite U-sisaldusest.



Joonis 6.2. Tallinna monitooringupunkti 3-aastane Rn-sisalduse aegrida.
Figure 6.2. Three-year time series of Rn concentration at the Tallinn monitoring site.

Monitooringu rajamisel 2009. a uuendati olemasolev Tallinna (Kadaka) monitooringupunkt ja lisandusid järgmised uuringupunktid: Suurupis eriti kõrge Rn-riski alal ning Kahalas ja Viljandis kõrge Rn-riski alal. 2011. a rajati täiendav monitooringupunkt Rakvere fosforiidimaardla piiresse (Vetiku) ja Kagu-Eesti Devoni settekivimite levilale (Augusti ehk Põlva, Joonis 6.4). Aastal 2013 täiendati monitooringuvõrku Tallinn-Haaviku (Merivälja) punktiga klindialuse moreeni levilale.

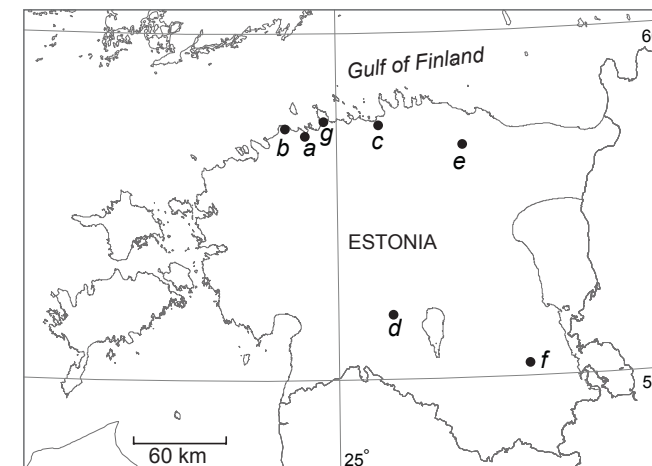
Suurupi monitooringupunkt paiknes Põhja-Eesti klindivöändis, ligi 150 m laiusel astangutevahelisel tasandikul, mille piires katab graptoliitargilliiti 1 kuni 3 m paksune aleuriidi ja peeneteralise liiva kiht ning viimast 20–30 cm paksune kasvukiht. Pinnas sisaldab varieeruvat hulgas graptoliitargilliidi peenest ja purdu.

Kahala monitooringupunkt paiknes lubjakiviplateo äärealal, klindiasangust ligi 3 km lõuna pool. Pole välistatud, et monitooringupunktis on lubjakivi erodeerunud ja pinnakatte all avanevad Alam-Ordoviitsiumi ja Kambriumi terrigeensed settekivimid. Monitooringupunktis katab aluspõhjakivimeid Põhja-Eesti hall moreen ja viimaseid jääjärvelise aleuriidi ja liiva kiht. Pinnakatte paksus ületab 10 m piiri, kasvukihi moodustab punkti piires vähese huumusesisaldusega fosfaatses materjali poolest rikas liiv. Ka monitooringupunkti ümbruses levib liiv, kuid juba mõnekümne meetri kaugusel

6.3 Radon monitoring

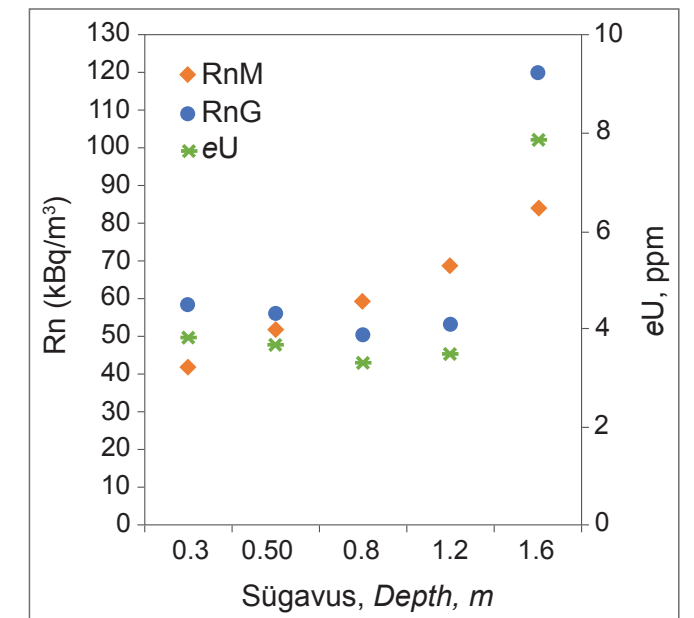
The first monitoring site for following the behaviour of RnM was set up in early autumn 2005 in the sandy soil of the real estate at the address Kadaka tee 82 in Tallinn. This point is geologically located at the south-western slope of the 2 km wide Harku ancient valley. Here the glaciofluvial sediments filling the valley are covered by sand and silt from the Littorina Sea stage of the Baltic Sea (Morgen 2003). These are further covered by 20–50 cm thick artificial silty soil (including topsoil). The thickness of Quaternary sediments exceeds 30 m at the observation point. The soil water level is as a result of subterranean communications at deeper depth than 3 m. Graptolite argillite is exposed in the upper part of the slope of the ancient valley, more than 400 m to the south-west from the monitoring site (Suuroja *et al.* 2003).

eU concentration was measured with gamma spectrometer at the depth of 80 cm at the monitoring site. Every month Rn concentration in soil air was measured at the same depth with emanometer (RnM). Rn concentration emitted to the soil air in Ra decay (RnG) was calculated from the eU concentration.



Joonis 6.4. Monitooringupunktide asukoha skeemkaart: a – Kadaka tee, b – Suurupi, c – Kahala, d – Viljandi, e – Vetiku, f – Augusti, g – Tallinn-Haaviku.
Figure 6.4. Locations of the monitoring sites: a – Kadaka tee, b – Suurupi, c – Kahala, d – Viljandi, e – Vetiku, f – Augusti, g – Tallinn-Haaviku.

Basing on measurements of a 3-year monitoring timeline, RnM concentration at the depth of 0.8 m varies between 50–70 kBq/m³ during summer time and between 90–120 kBq/m³ during winter months. Yearly results are pretty similar (Figure 6.2).



Joonis 6.3. eU-, RnG- ja RnM-sisaldus Tallinna monitooringupunkti pinnase erinevatel sügavustel septembris.
Figure 6.3. Concentration of eU, RnG and RnM at different depths at the Tallinn monitoring site in September.

Measurement results of radon concentration (RnM) showed that soil air Rn concentration increased during the winter period to about two times higher than the eU concentration in soil let expect (Figure 6.3). During repeated investigation one year later it was found that high RnM concentration was caused by existence of U-rich clastic fragments in sand from the 1.6 m depth on. As a result U concentration at this depth (7.6 mg/kg; ICP-MS) was about two times higher than in the sand layer close (< 1 m) to the surface.

Comparison of the results of the timeline of Rn concentration with the observations of the Harku meteorological station at the distance of about 4 km show (Figure 6.2) that there is a strong negative correlation only between the RnM concentration and air temperature. No correlation can be found between the amount of precipitation and Rn concentration, or it is weakly positive.

It can be concluded from the results of monitoring and earlier studies (Petersell *et al.* 2004; 2005; 2008) that the geological and geochemical conditions causing Rn risk are very different and varying. This prompted us to found a monitoring network (Figure 6.4), where the measuring points are located in areas with different geological and geochemical circumstances (Table 6.2). It was also taken into account in selecting monitoring sites that the Estonian territory has been subject to recurring glaciations. The result of this is that the sedimentary cover is mainly of

¹⁷ Ehk allotigeenne – mujalt toodud materjal. Eesti tingimustes – materjali transport liustikuga põhja poolt lõuna suunas.

katab seda huumuserikas kasvukiht. Punktist ligi 60 m ida suunas asendub liiv savirikka kruusa ja moreeniga.

Viljandi monitooringupunkt rajati Kesk-Eestisse nõrgalt lainja reljeefiga alale, kus Devoni liivakive ja aleurooliite katva pinnakatte moodustab Lõuna-Eesti pruunikaspunane moreen. Pinnakatte paksus on üle 2 m.

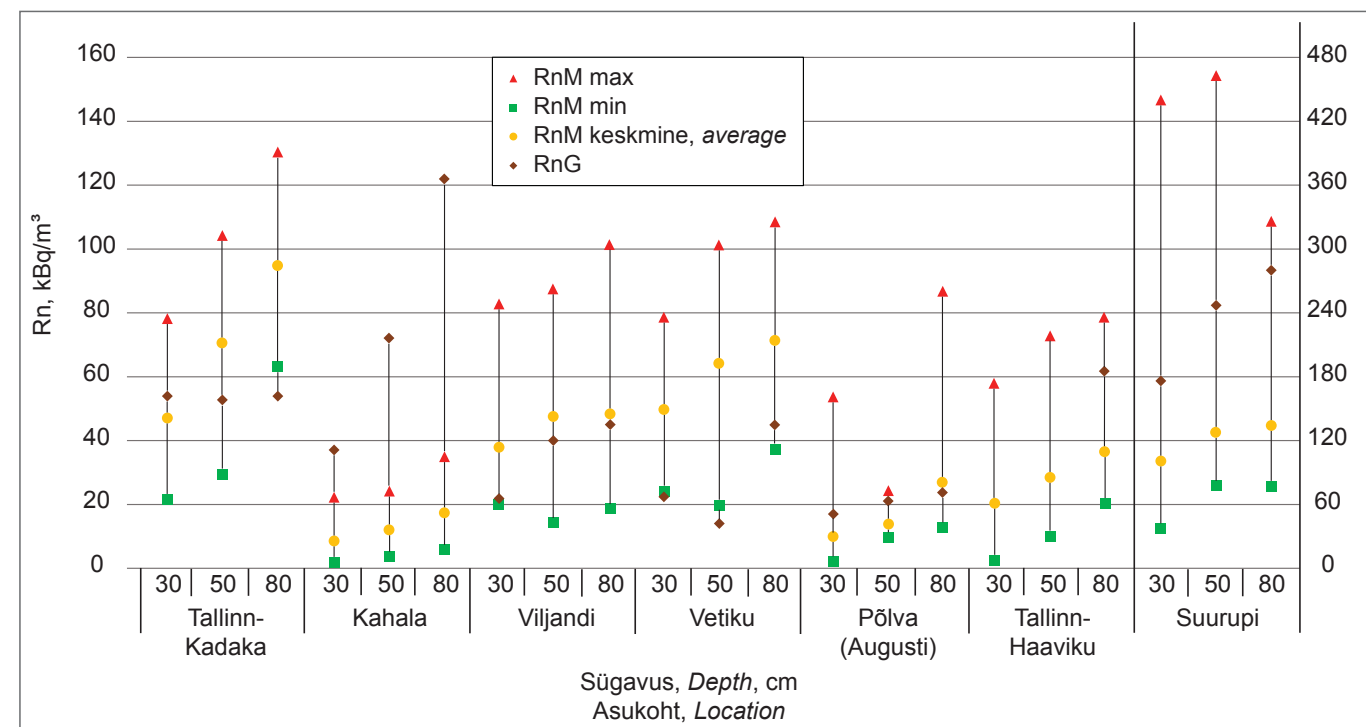
Rakvere (Vetiku) monitooringupunkt rajati Rakvere fosforiidi-maardla piiridesse Ordoviitsiumi lubjakivide levilale, kus tellimustööde käigus tuvastati talveperioodil pinnaseõhus rida kõrgeid Rn-kontsentratsioone. Monitooringupunktis katab lubjakive ligi 3 m paksune lubjakivi peenese- ja purrukas moreen. Fosforiidilasund lasub karbonaatse kivimikompleksi all, maapinnast 75–90 m sügavusel. Piirkonnas graptoliitargillit puudub või levib laiguti. Fosforiidikihi paksus jääb 3,5–12 m piiridesse ja P₂O₅-sisaldus lasundis varieerub valdavalt 6–24% vahemikus. Fosforiidilasundi keskmine prognoositav U-sisaldus varieerub 10–30 g/t piirides (Петерсель и др 1986).

Põlva (Augusti¹⁸) monitooringupunkt paikneb Kagu-Eesti Devoni liivakivide levilal. Uuringupunktis katab liivakive moreen ja viimast peeneteraline lius tikuveeline vähese saviosakeste sisaldusega liiv. Huumushorison on nõrgalt välja kujunenud.

Tallinn-Haaviku monitooringupunkt rajati kõrge Rn-riskiga klindialuse moreeni levilale, kus moreen katab madala U-sisaldusega (< 3 mg/kg) Kambriumi liivakive ja sügavalt migreeruva Rn osakaal on pigem tühine.

Kõikides monitooringupunktides mõõdeti rajamisel pinnase eU- ja pinnaseõhu Rn-sisaldus maapinnast 30 cm, 50 cm ja 80 cm sügavusel (Petersell *et al.* 2016). Pinnaseõhus otsemõõdetud Rn sisalduse variatsioonist erinevates monitooringupunktides annab ettekujutuse joonis 6.5. Samades monitooringupunktides otsemõõdetud keskmise Rn-sisalduse (RnM) ning pinnase eU-sisalduse järgi arvutatud Rn-sisalduse (RnG) suhe tuuakse tabelis 6.3.

Pärast Tallinna vaatluspunkti uuendamist mõõdetud RnM aegrea graafikud ei erine oluliselt varasema perioodi graafikutest. Samas on RnM tase otseses sõltuvuses mõõtmise sügavusest: mida lähemal maapinnale, seda madalam on RnM, vaatamata sellele, et RnG-sisaldused on pinnase erinevatel sügavustel lähedased (Joonis 6.6). RnM erinevus erinevatel sügavustel on jälgitav kogu monitooringu kestvuse ajal. Siit järeldub, et aeratsiooni suhteline intensiivsus erinevatest sügavustest jääb küllalt stabiilseks. Ka külmunud liivane pinnas ei ekraneeri kogu Rn migratsiooni õhku.



Joonis 6.5. Monitooringupunktides 30, 50 ja 80 cm sügavuselt otsemõõdetud (RnM) ja eU järgi arvutatud (RnG) Rn-sisalduste maksimaalsed, minimaalsed ja keskmised väärtused (Petersell *et al.* 2016).
Figure 6.5. Maximum, minimum and average concentrations of directly measured (RnM) and calculated (RnG) concentration of radon at the monitoring sites at the depths of 30, 50 and 80 cm (Petersell *et al.* 2016).

¹⁸ Põlva maakonnas Partsi külas asuva Augusti talu järgi.

Tabel 6.2. Radioaktiivsete elementide ja K-sisaldus monitooringupunktide pinnases ning RnM-sisaldus pinnaseõhus rajamise ajal
Table 6.2. Concentration of radioactive elements and potassium in the soil of the monitoring sites, and RnM concentration at the time of their set-up

Monitooringu-punkt Monitoring point	Sügavus Depth, cm	Litotüüp Lithotype	U	Th	K	eU	eTh	eK	eU	eTh	eK	RnG		RnM
			g/t	g/t	%	g/t	g/t	%	g/t	g/t	%	kBq/m ³	kBq/m ³	kBq/m ³
			AcmeLabs			EKK			Gsp			EKK	Gsp	
Kadaka tee (Tallinn)	30	lgl	2.5	3.2	0.44	3.7	4.9	0.48	3.7	4.8	0.9	56	56	63
	50		2.8	2.7	0.38	3.6	3.2	0.39	3.6	3.1	0.38	55	54	88
	80		8.0	3.8	0.39	3.5	3.7	0.42	3.7	3.6	0.44	53	56	101
Suurupi	30	lga	18.5	6.4	2.43	15.0	6.0	2.12	11	5.5	1.8	247	176	177
	50		20.5	8.5	0.29	13.1	5.3	1.56	15	5.9	1.95	216	247	186
	80		28.8	11.2	4.25	11.4	5.0	1.76	17	6.5	1.93	188	280	148
Kahala	30	b	18.3	8.2	1.18	2.7	4.3	0.49	2.5	3.6	0.4	40	38	12
	50		5.3	4.9	0.53	5.8	5.3	0.56	4.8	5.1	0.69	86	73	15
	80		10.9	6.8	0.61	8.0	5.5	0.49	8.0	5.9	0.58	119	122	-
Viljandi	30	ml	2.2	7.4	2.35	1.4	6.5	1.89	1.3	6.1	1.9	22	21	21
	50		2.1	8.9	2.68	2.2	8.8	2.39	2.5	9.7	2.6	35	40	40
	80		2.6	13.2	2.72	2.9	10.2	2.42	2.9	11	3.1	46	46	39
Vetiku (Rakvere)	30	mp	2.2	10.7	2.48	2.4	9.8	3.36	1.7	6.3	1.9	34	24	26
	50					1.7	6.0	1.52	1.1	4.7	1.45	24	16	20
	80		2.6	13.2	2.72	2.9	10.2	2.42	2.9	11	3.1	46	46	39
Augusti (Põlva)	30	lgl	1.2	5.1	1.65	1.2	4.5	1.38	1.1	5.6	1.8	18	17	8
	50		-	-	-	1.0	4.0	1.52	1.4	5.2	1.89	15	21	10
	80		1.4	6.0	1.71	1.3	5.5	1.60	1.7	7.1	2.08	20	26	19

AcmeLabs – kogusisaldus ICP (K) ja ICP-MS (U, Th) meetoditega; **EKK** – Eesti Kiirguskeskuse labor, Gamma-spektromeetria IEC 1452:1995; **Gsp** – EGK, välimäärang gammaspektromeetriga GR320, detektori mudel GPX-21A; **RnG** – eU-sisalduse järgi arvutatud Rn-sisaldus; **RnM** – rajamiseaegne RnM-sisaldus.

AcmeLabs – total concentration by the methods ICP (K) and ICP-MS (U, Th); **EKK** – the laboratory of the Estonian Radiation centre, Gamma spectrometry IEC 1452:1995; **Gsp** – EGK, outdoor determination with gamma spectrometer GR320, detector model GPX-21A; **RnG** – Rn concentration calculated from eU concentration; **RnM** – Rn concentration during set-up.

allochthonous¹⁷ origin. Thus the U concentration in the cover may differ essentially from the U concentration of the underlying bedrock.

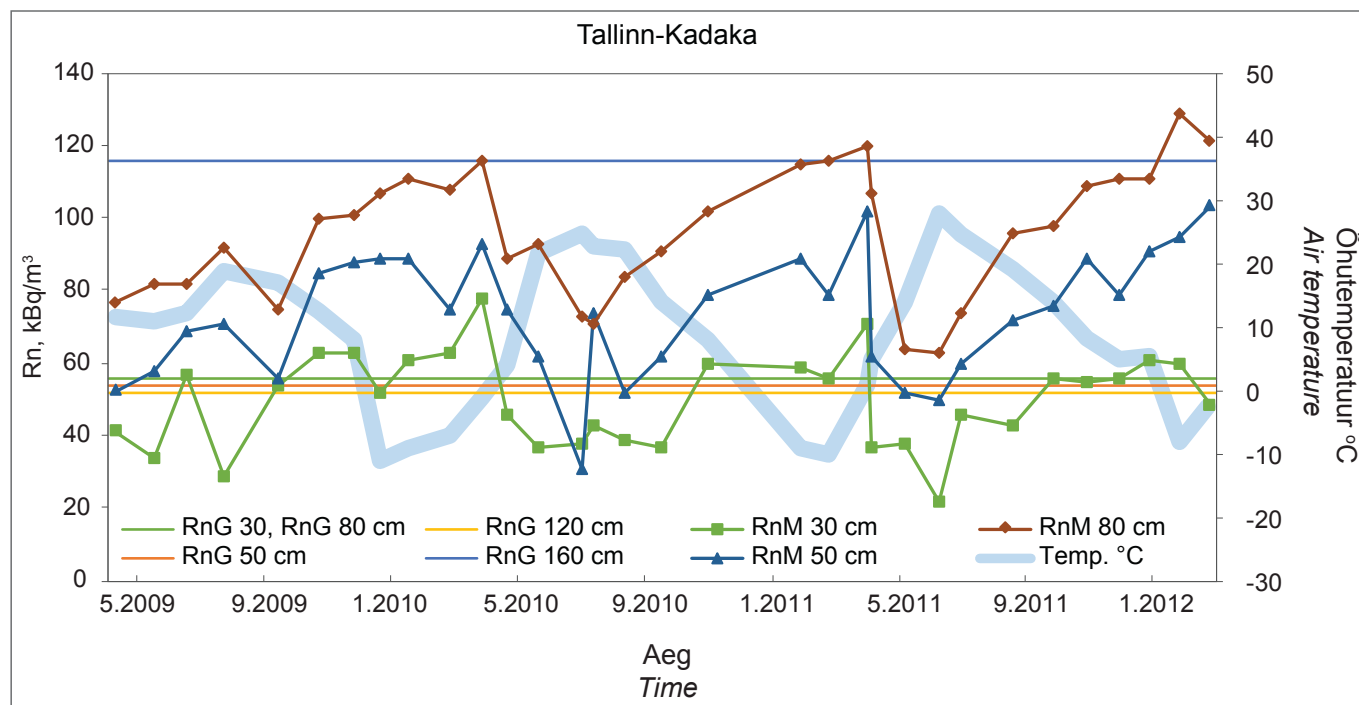
When establishing monitoring in 2009, the Tallinn (Kadaka) monitoring site was renewed and the following points were added: Suurupi in an area of particularly high Rn risk, and Kahala and Viljandi in areas of high Rn risk. Additional monitoring sites were set up in 2011 within the Rakvere phosphorite deposit (Vetiku) and in the area of Devonian sedimentary rocks in SE Estonia (Augusti or Põlva, Figure 6.4). The monitoring network was supplemented in 2013 with the (Merivälja) point in the area of till at the klint base.

The Suurupi monitoring site was located within the north Estonian klint zone, at a plain about 150 m wide between escarpments, where graptolite argillite is covered by a 1–3 m layer of silt and fine sand, and on the top of this

there is a 20–30 cm thick topsoil. The soil contains clastic fragments of graptolite argillite in varying proportions.

The Kahala monitoring site was located at the outskirts of the limestone plateau, about 3 km to the south of the klint escarpment. It cannot be excluded that limestone is eroded at the monitoring site and that Lower Ordovician and Cambrian terrigenous sedimentary rocks exist under the sedimentary cover. Bedrock is covered in this monitoring site by north Estonian grey till, which is covered by a layer of glacio-lacustrine silt and sand. The thickness of Quaternary cover exceeds 10 m. The topsoil by the point is formed by sand with small humus content but rich with phosphatic material. Sand is found also in the surroundings of the monitoring site. However, already at the distance of a few tens of metres in is covered by topsoil. About 60 m to the east of the site, sand is replaced by clayey gravel and till.

¹⁷ Material brought from somewhere else. In the Estonian conditions material was transported by glacier(s) from the north to the south.



Joonis 6.6. Rn-sisalduse aegrida Tallinn-Kadaka monitooringupunktis.
Figure 6.6. Rn concentration time series at the monitoring site of Tallinn-Kadaka.

Nagu mainitud, sisaldab Suurupi monitooringupunkti pinnas varieeruvus hulgas graptoliitargilliidi peenest ja purdu. Pinnas on U-rikas (18–28 g/t) ja oluliselt madalama ^{226}Ra ($e\text{U}$) sisaldusega (10,7–12 g/t; Tabel 6.2). See viitab intensiivsele Ra väljakandele pinnasest. On iseloomulik, et kolmel erineval sügavusel on pinnaseõhu Rn-sisaldused (RnM) lähedased (Joonis 6.7), üksikute mõõtmiste puhul isegi suuremad madalal sügavusel ja valdavalt kuni 2 korda madalamad, kui pinnase $e\text{U}$ -sisaldus lubab eeldada. Vaid talveperioodil läheneb RnM tase RnG tasemele. Samas suureneb pinnases sügavuse suurenedes nii $e\text{U}$ - kui U-sisaldus. Eriti kõrge RnM tase fikseeriti 2010. a märtsis lume sulamisperioodil. Rn-sisaldus ulatus pinnaseõhus huumushorisoni all 463 kBq/m³, mis on ligi 2 korda kõrgem, kui pinnase $e\text{U}$ -sisaldus lubab eeldada, ning küllalt lähedane graptoliitargilliidis kujunevale. Pinnaseõhus mõõdetava Rn-sisalduse maksimum saabus lume sulamisperioodil, kui maapind oli veel külmunud, kuid aeratsiooni takistas täiendavalt huumushorisoni ülemisse ossa imbuv ja külmuv lumesulavesi. Eriti kõrge Rn-sisaldus pärineb tõenäoliselt graptoliitargilliidist, mille Rn-potentsiaal on kõrge (> 1000 kBq/m³), kuid see on monoliitne ja väikese (< 0,1) emanatsioonikoefitsiendiga.

Kahala monitooringupunktis on pinnas (vähese tolmu-sisaldusega¹⁹ liiv) fosfaatses materjali, U- ja $e\text{U}$ -rikas, vastavalt P_2O_5 kuni 5% ja U kuni 8 g/t. $e\text{U}$ -sisaldus on kõrge

ja suureneb sügavuse suunas (Tabel 6.2; Petersell jt 2012). Samas on pinnaseõhus säiliv Rn-sisaldus (RnM) enam kui 4 korda madalam, kui liiva $e\text{U}$ -sisaldus lubab eeldada (Joonis 6.8). Kuigi RnM muutuse jälgimist pinnaseõhus kolmes erinevas sügavuses takistas ajuti kõrge pinnasevee tase, on märgata mõõtmistasete sügavuse suurenedes pea aastaringelt kõrgemat Rn-sisaldust (RnM). On märkimist vääriv, et kuigi talvel, külmal perioodil, Rn-sisaldus pinnaseõhus tõusis, jäi see oluliselt madalamaks $e\text{U}$ -sisalduse järgi kalkuleeritud. Sama liivalasundi levila jätkub laial alal, kus valdavas enamuses uuringupunktides on 0,8 m sügavusel $e\text{U}$ -sisaldus (RnG) kõrge (5,2–9,2 g/t). Uuringupunktides, kus liiva katab huumushorison, on ka otsemõõdetud Rn-sisaldus (RnM) valdavalt kõrge (Joonis 6.9). Toodud monitooringupunkti andmed on mõtlema panevad. Need näitavad, et ka talvel ei muutu külmunud märg liiv Rn migratsiooni jaoks oluliselt takistavaks teguriks. Monitooringupunktist ligi 60 m idas, moreeni levilal, kus $e\text{U}$ -sisalduse (7 g/t) järgi on RnG-sisaldus ligi 106 kBq/m³, on ka RnM-sisaldus sellele lähedane.

Viljandi monitooringupunkti piirkonnas levivas moreenis varieerub U- ja $e\text{U}$ -sisaldus Eesti fooni piirides (Tabel 6.2). Kevad-suvistel perioodidel on RnM madalam kui RnG, sügis-talveperioodidel vastupidi. Pinnaseõhu Rn-sisalduse tõus algab, kui pinnast kattev kasvukiht sügisel märgub, temperatuur langeb ja maapind hakkab külmuma

Monitooringupunkt Monitoring site	Period Period	RnM			RnG	RnG/RnM
		Min	Max	Geom.keskmine Geometric mean		
Tallinn-Kadaka	04.2009-03.2012	63	129	95	56	0.59
Suurupi	04.2009-03.2012	77	326	138	280	2.03
Kahala	05.2009-04.2012	7	37	17	122	7.17
Viljandi	05.2009-04.2012	19	101	51	46	0.90
Vetiku	06.2011-05.2012	38	109	73	46	0.63
Põlva	06.2011-05.2012	13	87	28	26	0.93
Tallinn-Haaviku	12.2013-11.2014	21	79	38	63	1.66

Tabel 6.3. Monitooringuperioodil otsemõõdetud (RnM) ja $e\text{U}$ järgi arvutatud (RnG) Rn-sisalduse geomeetrisete keskmiste väärtuste võrdlus (Jüriado *et al.* 2014)
Table 6.3. Comparison between geometric mean values of Rn concentration directly measured (RnM) and calculated from $e\text{U}$ (RnG) during the monitoring period (Jüriado *et al.* 2014)

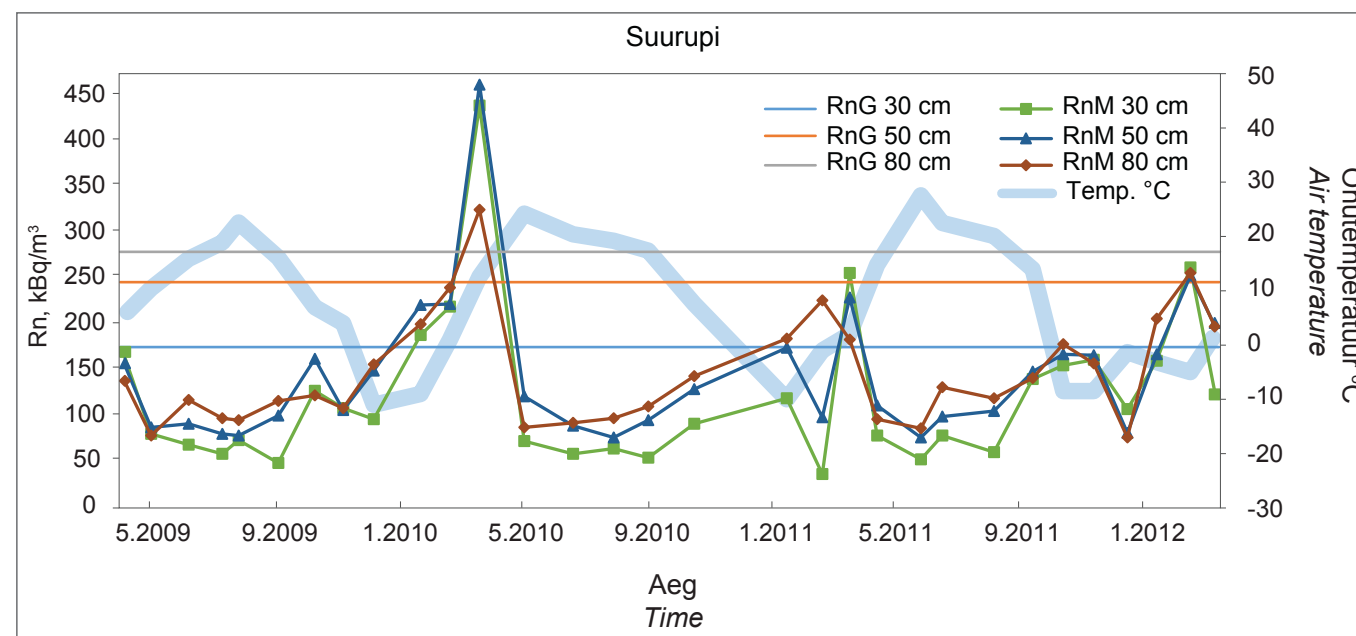
The Viljandi monitoring site was set up in central Estonia in an area of weakly undulating relief. Here the cover of Devonian sandstones and siltstones is formed by south Estonian russet-coloured till. The thickness of the cover is over 2 m.

The Rakvere (Vetiku) monitoring site was set up within a phosphorite deposit in an area of Ordovician limestones. Here a row of high Rn concentrations in soil air during the winter period was discovered during contract work. Limestone at the monitoring site is covered by about 3 m thick till, rich in clastic fragments of limestone. The phosphorite deposit lies under the carbonate rock complex, at 75–90 m depth from the surface. Graptolite argillite is missing in this region, or exist in patches. The phosphorite layer is 3.5–12 m thick and the P_2O_5 content varies mostly between 6–24%. The average predicted U concentration in the phosphorite deposit varies between 10–30 g/t (Петерсель и др. 1986).

The Põlva (Augusti¹⁸) monitoring site is located in the area of SE Estonian Devonian sandstones. At the study point, sandstone is covered by till, which is covered by fine grained glacioaquatic sand with a small concentration of clay particles. Humus horizon is weakly developed.

The Tallinn-Haaviku monitoring site was set up in a high Rn risk area of till at the klint base. Here the till covers Cambrian sandstone with low U concentration (< 3 mg/kg). The percentage of Rn migrating from deeper depth is rather small.

During setting up of all the monitoring sites, $e\text{U}$ in soil and Rn concentration in soil air were measured at the depths 30 cm, 50 cm and 80 cm from the surface (Petersell *et al.* 2016). Figure 6.5 gives an idea of the variation of Rn concentration directly measured in soil air at different monitoring sites.



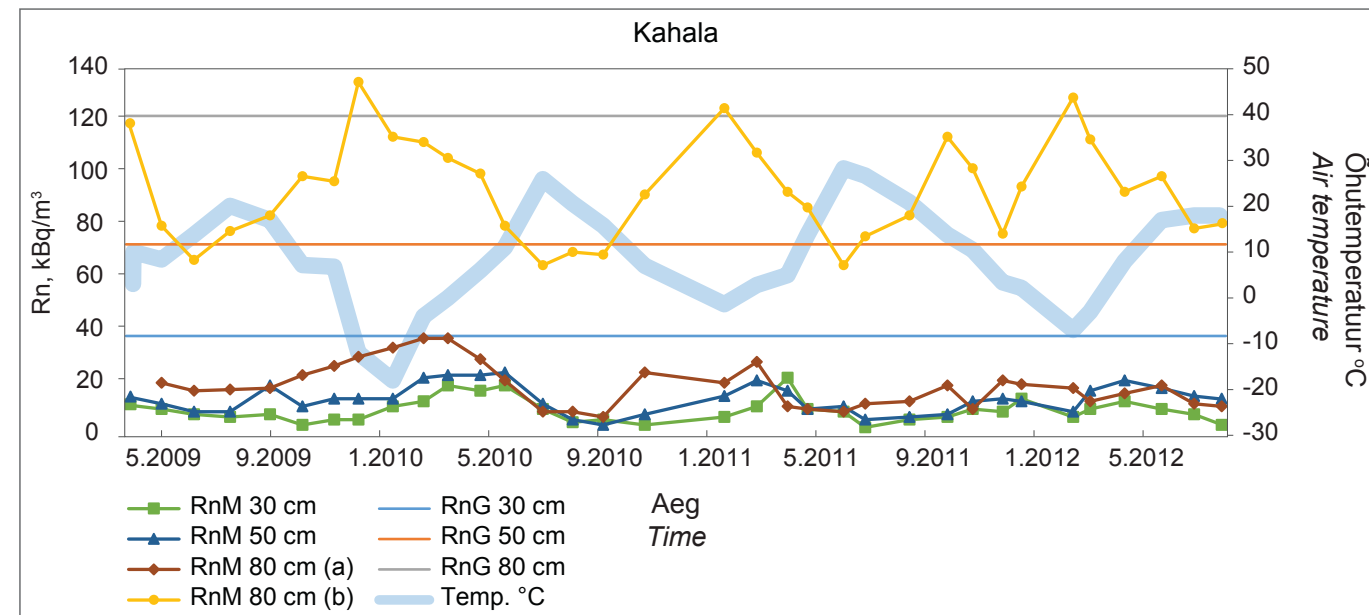
Joonis 6.7. Rn-sisalduse aegrida Suurupi monitooringupunktis.
Figure 6.7. Rn concentration time series at the monitoring site of Suurupi.

¹⁹ Tolmuosakeste all mõeldakse käesolevas atlasas kõiki osakesi, mille suurus alla 0,01 mm.

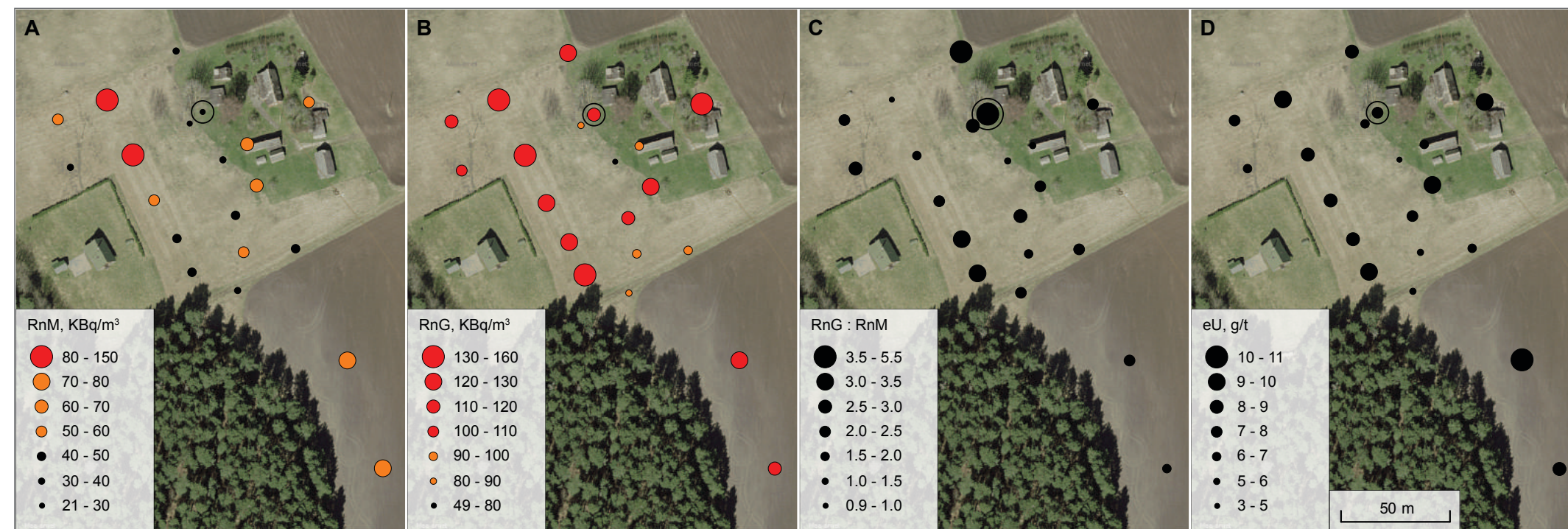
¹⁸ After the Augusti farm in the Partsi village of Põlva county.

(Joonis 6.10). Perioodil, kui maapind on külmunud, saavutab RnM maksimumi ning ületab RnG-d kuni 2 korda. Monitooringupunktis toimub sügavamatest kihtidest Rn

juurdekanne, mis on sageli iseloomulik Devonil kivimite levilale (Petersell jt 2004).



Joonis 6.8. Rn-sisalduse aegrida Suurupi monitooringupunktis. Figure 6.8. Rn concentration time series at the monitoring site of Suurupi.



Joonis 6.9. Kahala monitooringupunkti ümbruse pinnase RnM- ja RnG-sisalduste variatsioon. Monitooringupunkt on tähistatud tühja musta ringiga. Figure 6.9. Variation of RnM and RnG concentrations in soil around the Kahala monitoring site. An open circle with a black line marks the monitoring site.

The relationship between the average of directly measured Rn concentration (RnM) and concentration calculated after soil eU at the same monitoring sites is presented in Table 6.3.

After renewing the Tallinn observation point, the timeline diagrams do not differ essentially from the diagrams of the earlier period. At the same time, RnM level depends directly on the measuring depth. The closer the surface is, the lower RnM is, despite the notion that RnG concentrations are similar at different depths in the soil (Figure 6.6). Difference in RnM in different depths can be followed throughout the monitoring period. It can be deduced that the relative intensity of aeration from different depths remains quite stable. Also frozen sandy soil does not mask all the migration of Rn into the air.

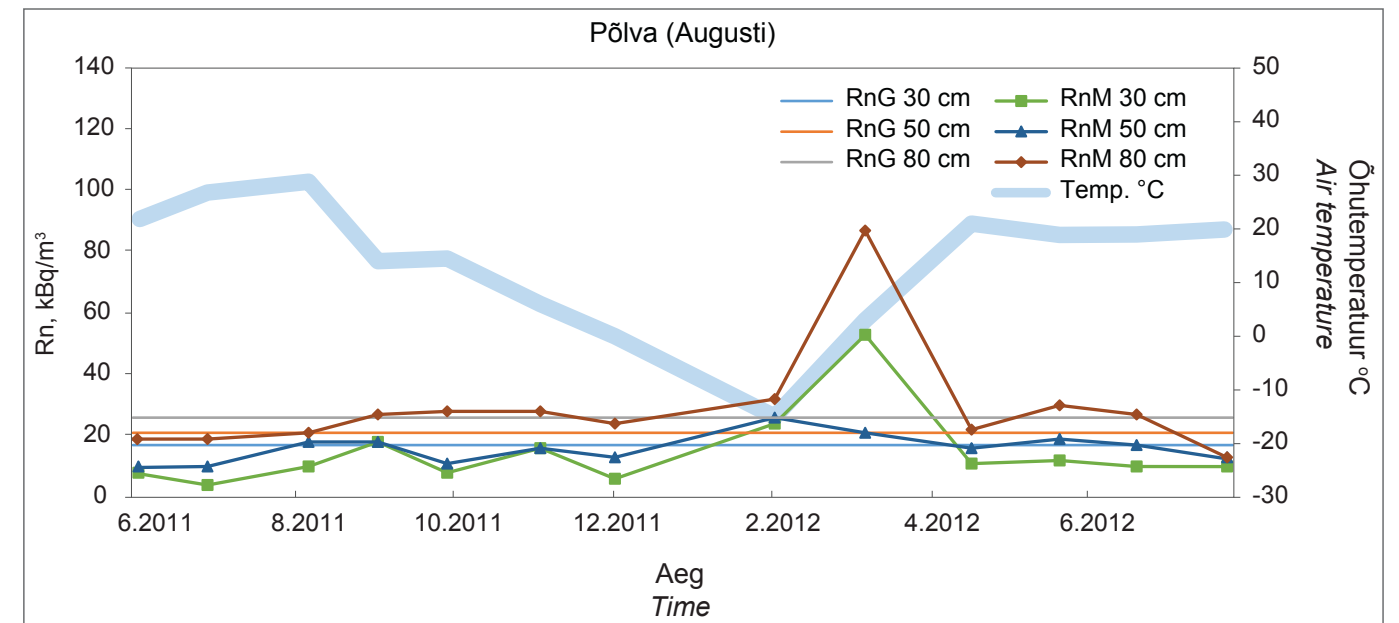
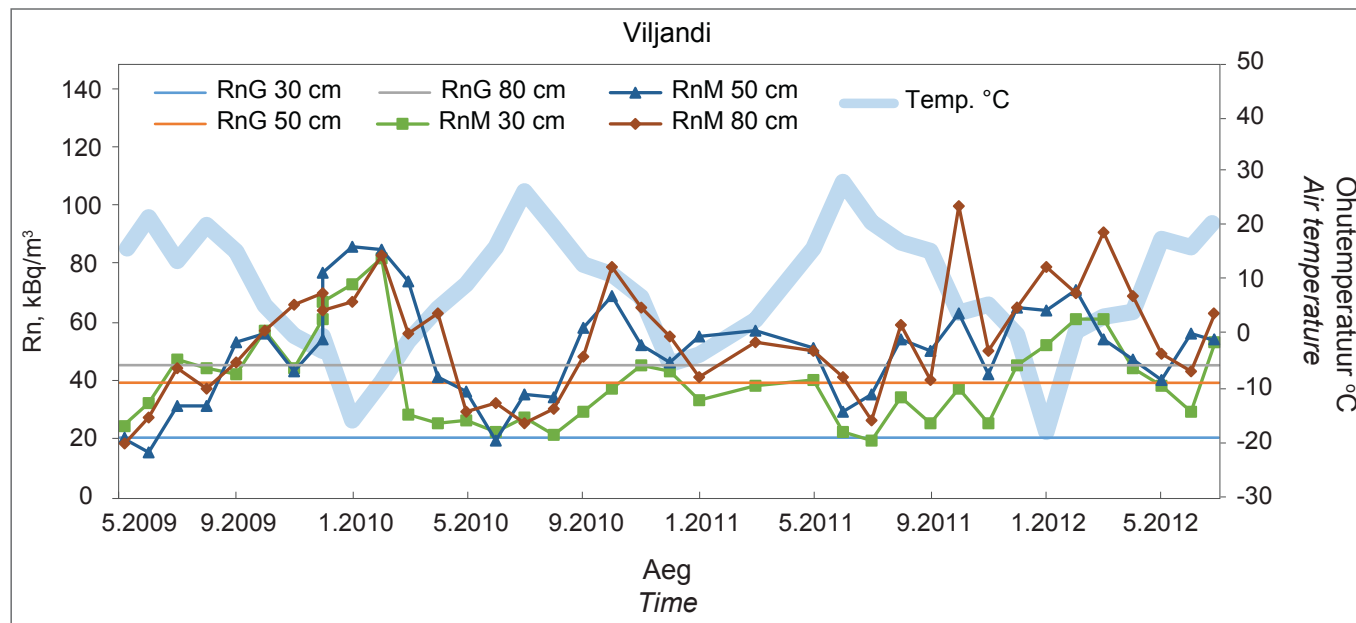
As mentioned, the soil at the Suurupi monitoring site contains clastic fragments of graptolite argillite in varying amount. The soil is U-rich (18–28 g/t) and has essentially lower ²²⁶Ra (eU) concentration (10.7–12 g/t; Table 6.2). This indicates intense transfer of Ra from the soil. It is characteristic that soil air Rn concentrations (RnM) are similar at three different depths (Figure 6.7). In case of certain measurements the concentrations could even be higher at shallower depth. Mainly the directly measured concentrations were up to two times lower than eU concentration of the soil allows to presume. The level of RnM approaches the level of RnG only

during the winter period. At the same time, both the eU and U concentration in soil increase with depth. Particularly high RnM level was observed in March 2010 during the season of snow melting. Rn concentration in soil air under the humus horizon reaches 463 kBq/m³. This is nearly two times higher than the eU concentration in soil lets to expect and quite close to what forms in graptolite argillite. The maximum Rn concentration measured in soil air occurred during the melting period of snow, when the ground surface was still frozen, but aeration was additionally hampered by meltwater leaking into the upper part of the humus horizon and freezing there. Particularly high Rn concentration has its likely origin from graptolite argillite, the Rn potential of which is high (> 1000 kBq/m³). However, it is monolithic and has a small (< 0,1) emanation coefficient.

The soil in the Kahala monitoring site (sand with a small amount of loam¹⁹) is rich in phosphatic material, U and eU (P₂O₅ up to 5% and U up to 8 g/t, respectively). eU concentration is high and increases with depth (Petersell *et al.* 2012). At the same time, Rn concentration (RnM) remaining in soil is more than four times lower than the eU concentration of sand allows to assume (Figure 6.8). Although following the change of RnM in soil at three different depths was from time to time hampered by the high level of soil water, higher Rn concentration (RnM) increasing with measuring depth can be noticed almost around the year. It is worth remarking that although Rn concentration in soil air increased during the cold winter period, it remained essentially lower than the concentration calculated from eU. The same sand deposit extends to a wide area, where eU concentration (RnG) at the depth of 0.8 m is high (5.2–9.2 g/t) in the majority of the study points. Also directly measured Rn concentration (RnM) is mainly high at such study points where sand is covered by a humus horizon (Figure 6.9). The data from this monitoring site are worth pondering upon. They show that frozen wet sand does not become an essential obstacle for Rn migration even during the winter. About 60 m to the west of the monitoring site, in a till deposit where RnG concentration after eU concentration (7 g/t) is about 106 kBq/m³, the RnM concentration is also similar to it.

U and eU concentration in till vary within the Estonian background in the region of the Viljandi monitoring site (Table 6.2). RnM is lower than RnG during spring-summer, the opposite is valid for autumn-winter. An increase of Rn concentration in soil starts in autumn when the growth layer at the top of the soil becomes wet, temperature decreases and the ground surface starts freezing (Figure 6.10). RnM reaches its maximum during the period when the ground is frozen, and exceeds RnG up to two times. Additional Rn migrates from deeper layers at the monitoring site, which is often characteristic for Devonian rock formations (Petersell *et al.* 2004).

¹⁹ Here: particles with size below 0,01 mm.



Joonis 6.10. Rn-sisalduse aegrida Viljandi monitooringupunktis.
Figure 6.10. Rn concentration time series at the monitoring site of Viljandi.

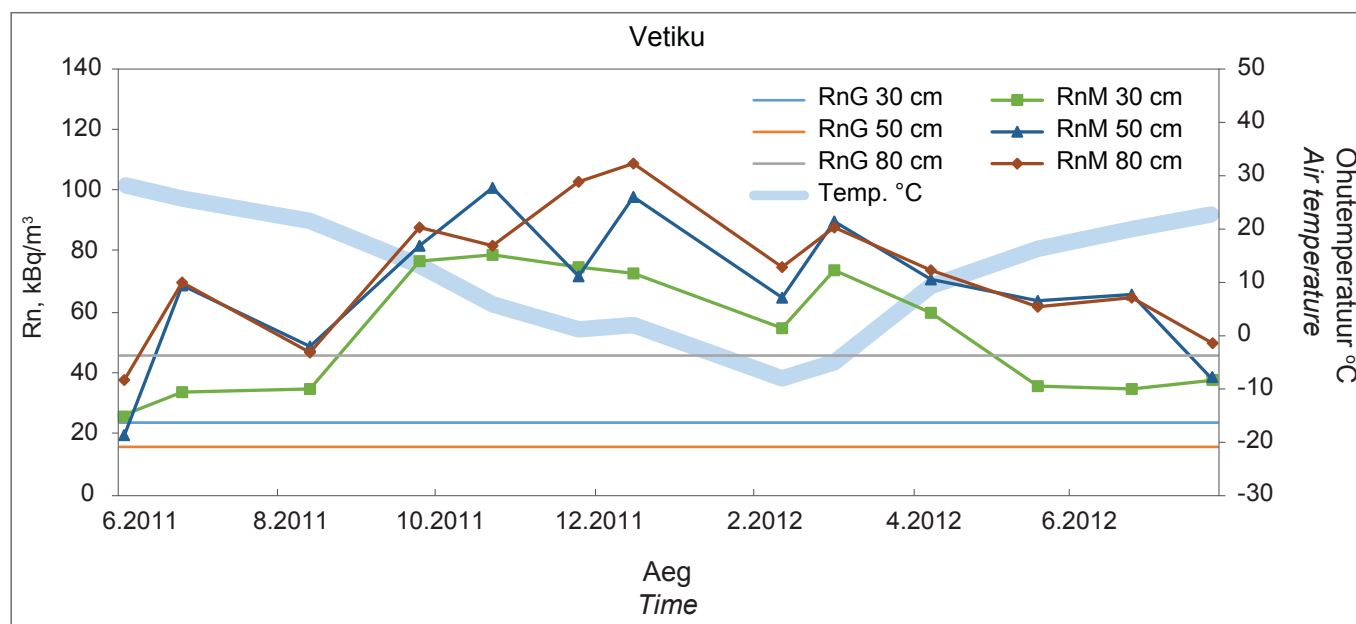
Joonis 6.12. Rn-sisalduse aegrida Põlva (Augusti) monitooringupunktis.
Figure 6.12. Rn concentration time series at the monitoring site of Põlva (Augusti).

Vetiku (Rakvere) monitooringupunktis leviv pinnas on madala eU- ja U-sisaldusega. Ka pinnases Ra lagunemisel pinnaseõhku eralduva Rn sisaldus (RnG) on madal (Tabel 6.2). Suveperioodil ületab RnM 0,8 m sügavusel ligi 2 korda ja talveperioodil ligi 5 korda RnG-d ning ulatub 106 kBq/m³ (Joonis 6.11). Vaatluspunkti piirkonnas

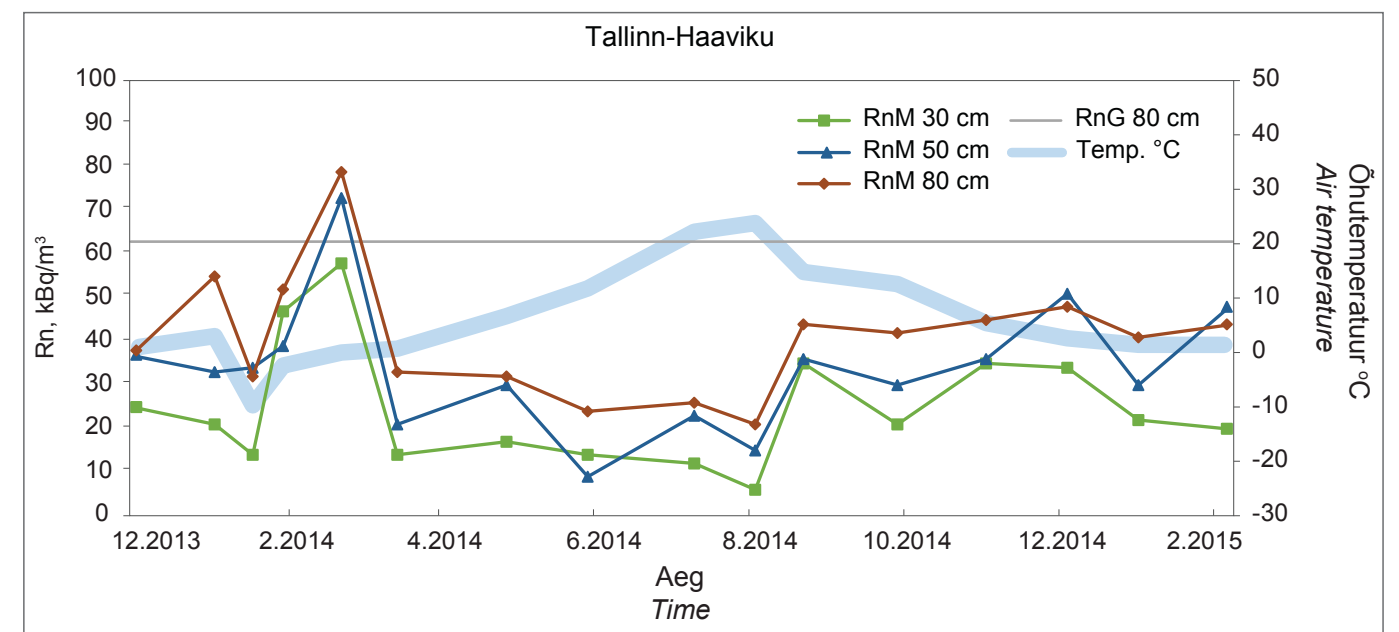
levivad lubjakivid ja põlevkivi (kukersiit) on madala U-sisaldusega (< 3g/t) ja nendega ei kaasne olulist Rn eraldumist. Reaalseks Rn-allikaks on 75–90 m sügavusel lasuv fosforiit, mille prognoositav U-sisaldus on 10–30 g/t piirides (Петерсель и др. 1986) ja mille poorides (lõhedes) kujunev Rn kontsentratsioon võib ületada 300 kBq/m³ piiri.

The soil in the Vetiku (Rakvere) monitoring site has low eU and U concentrations. Also Rn concentration (RnG) parting into soil air in Ra decay is low (Table 6.2). RnM at the depth of 0.8 m exceeds RnG about two times during the summer period and about five times during the winter, reaching 106 kBq/m³ (Figure 6.11). Limestone and oil shale (kukersite)

occurring in the region of the observation point have low U concentration (< 3g/t) and no remarkable Rn separation is related to them. Phosphorite lying at the depth of 75–90 m is a factual source of Rn and its predictable U concentration is within 10–30 g/t (Петерсель и др. 1986). Rn concentration developed in its pores (cracks) may exceed 300 kBq/m³.



Joonis 6.11. Rn-sisalduse aegrida Vetiku monitooringupunktis.
Figure 6.11. Rn concentration time series at the monitoring site of Vetiku.



Joonis 6.13. Rn-sisalduse aegrida Tallinn-Haaviku monitooringupunktis.
Figure 6.13. Rn concentration time series at the monitoring site of Tallinn-Haaviku.

Põlva (Augusti) monitooringupunktis on pinnast moodustav liiv madala U- ja eU-sisaldusega (Tabel 6.2). Aluspõhjakivimite kohta vastavad andmed puuduvad. Pinnaseõhu Rn-sisalduse kiire vähenemine kasvukihi suunas nii suvel kui ka talvel (Joonis 6.12) tõendab, et pinnase aeratsioon on väga hea ja see ei vähene oluliselt ka talvel. Sellel taustal eristuvad märtsis mõõdetud kõrged (kuni 90 kBq/m³) RnM tulemused. Mõõtmise ajal oli vaatluspunkti ümbrus kaetud jää ja veekihiga ning pinnase aeratsioon muutunud väga madalaks. Üheaastase perioodi vaatlustulemused muudugi ei võimalda teha ühemõttelisi järeldusi, kuid tõenäoliselt esineb aluspõhja moodustavates Devonil kivimites kõrge U-sisaldusega erimeid.

Haaviku monitooringupunktis on pinnase RnG tase kõrge (ligi 63 kBq/m³). Punktis moodustab pinnase liivarikas moreen. Monitooringupunkti pinnaseõhus ületas 2013.–2014. a talvel, kui maapind oli külmunud, RnM-sisaldus RnG-sisalduse (Joonis 6.13). 2014.–2015. a talvel, kui maapind ei külmunud, RnM-sisaldus ainult lähenes RnG-sisaldusele. Suvekuudel vähenes RnM-sisaldus pinnaseõhus pinnase aeratsiooni tulemusel alla 30 kBq/m³ taseme ehk talveperioodidega võrrelduna ligi 2 korda. Tulemused näitavad, et pinnas on hea aeratsiooniga. Samas on sellist tüüpi aladel Rn-riski taseme määramine suveperioodil ainult otsemõõtmise abil mõttetu, sest tulemused ei võta arvesse pinnase Rn-tootlikkuse potentsiaali.

6.4 Olulisemad järeldused

Seitsme monitooringupunkti kolmel erineval sügavusel pinnaseõhus jälgitud radoonisisalduse muutustest selgub, et kõikides uuringupunktides sõltub pinnaseõhus säiliva Rn kontsentratsioon (RnM) pinnase ja aluspõhjakivimite litoloogilisest läbilõikest ja nende U-sisaldusest, mõõtmise aastaajast ja mingil määral sademetest. Määravat tähtsust omab uuringupunktis pinnast katva kasvukihi (huumushorisoni) iseloom, selle niiskus ja temperatuur mõõtmise ajal. Oluliselt erineb kevad-suvistel ja sügis-talvistel perioodidel otsemõõtmisel saadud pinnaseõhu Rn-tase (RnM). Selle tõus algab sügisel, kui pinnase kasvukiht hakkab enam märguma ja õhuniiskus kasvama. RnM saavutab maksimumi hilistalvel (kui pinnas on külmunud) ja langeb kiiresti kevadel, kui maapind sulab ja toimub kiire pinnase kuivamine. Talveperioodil, kui pinnase kasvukihi külmumise ja märgumise tulemusel aeratsioon muutub minimaalseks, on pinnaseõhu Rn-sisaldus enamasti mõnevõrra kõrgem sügavamalt migreeruva Rn arvelt ning võib kordades ületada pinnase eU järgi arvatud väärtust.

Pinnase Rn-riski selgitamiseks ja kontrollimiseks rajatud Rn monitooringu tulemused kinnitavad üheselt, et pinnase Rn-riski tegelikku taset on Eesti tingimustes võimalik hinnata vaid uuringupunktides kahel eelpool kirjeldatud meetodil saadud tulemuste võrdleva hindamisel.

Gamm-spektromeetri abil on võimalik mõõta pinnase eU-d ja selle järgi kalkuleerida pinnaseõhku Ra radioaktiivsel lagunemisel eralduva Rn taset (RnG). eU järgi arvatud Rn-sisalduse põhjal saame anda hinnangu pinnase Rn-sisalduse potentsiaalse riskitaseme kohta. Emanomeeter võimaldab mõõta pinnaseõhus aeratsioonist allesjäävat Rn-sisaldust, mis sisaldab ka sügavamalt juurdetulevat Rn (RnM). Pinnaseõhust otse mõõdetud Rn-sisaldus annab hetketingimustest (aastaeg, niiskus jt) sõltuva tulemuse ja infot võimalikust sügavamalt pärineva radooni osalusest. Mõlemad meetodid on mõeldud pinnase Rn-riski taseme selgitamiseks, kuid vaid mõlema üheaegsel kasutamisel on võimalik arvesse võtta kõiki Rn-allikaid.

Ehitistaluses pinnases, kus ehitised kui ekraanid muudavad aeratsiooni olematuks, on RnG tase määrava tähtsusega tingimustes, kus ei toimu täiendavat Rn juurdekannet sügavamate kihtidest, millele viitab RnM-st vähemalt 10% kõrgem RnG. Emanomeetriga mõõdetud Rn-sisalduse tase (RnM) pole üksinda usaldusväärne, eeskätt kevad-suvistel perioodil. Sõltuvalt mõõtmise ajast võivad RnM tulemused samas punktis olla tegelikust madalamad kuni 2–3 korda. Samas, kui RnG tulemused ei kajasta otseselt sügavamalt migreeruvat Rn, annavad nad täiendavaid teadmisi pinnase looduskiirguse tasemest.

Arvestades konkreetseid geoloogilisi ja geokeemilisi tingimusi, on võimalik kahe meetodi mõõtmise tulemustel saada maa-ala Rn-riski tasemest küllalt objektiivse ettekujutuse. Tuleb aga arvestada, et kevad-suvistel kuivadel perioodidel võivad aeratsioonitingimused kujuneda väga headeks, mistõttu ei võimalda RnM tulemus alati hinnata Rn juurdekande tegelikku ulatust sügavamate kihtidest.

Sand forming the soil at the Põlva (Augusti) monitoring site has low U and eU concentration (Table 6.2). Corresponding data about bedrock are not available. Quick decrease of Rn concentration in soil air towards the growth layer both during summer and winter (Figure 6.12) confirms that soil aeration is very good and it does not become essentially smaller even during winter. Against this background, high RnM level measured in March stick out. The surroundings of the measuring point were covered by ice and a layer of water during the measurement, and aeration from the soil had become very low. Observations for a period of one year do naturally not make it possible to draw unambiguous conclusions, but it is likely that there are varieties of rock with high U concentration in the Devonian bedrock.

RnG level in soil is high (about 63 kBq/m³) at the Haaviku monitoring site. Soil here is formed by sand-rich till. During the winter 2013–2014, when the ground surface was frozen, RnM concentration in soil air exceeded the RnG concentration (Figure 6.13). During the winter 2014–2015, when the ground surface was not frozen, the RnM concentration only approached the RnG concentration. During the summer months, the level of RnM concentration in soil air decreased as a result of soil aeration to under 30 kBq/m³ or two times in comparison with the winter periods. The results show that the soil has good aeration. At the same time, determining the Rn-risk level in this type of areas during the summer period only by direct measurement is pointless, as the results do not take into account the potential of Rn production in soil.

6.4 Main conclusions

Observed changes of radon concentration in soil air at seven monitoring sites and at three different depth levels show that Rn concentration remaining in soil air at all the study points is dependent on lithological cross-section of soil and bedrock and U concentration of their composition, on measuring season and to some extent on precipitation. The character, moisture and measuring-time temperature of the topsoil (humus horizon) are of decisive importance. Directly measured Rn level of the soil (RnM) varies considerably between spring-summer and autumn-winter periods. Its increase starts in autumn, when the topsoil becomes more wet and air humidity increases. RnM reaches its maximum during late winter (when the soil is frozen) and falls quickly during spring when the soil thaws and dries rapidly. During the winter period, when aeration becomes minimal as a result of freezing and wetting of the topsoil, Rn concentration in soil is mostly somewhat higher because of Rn migrating from deeper depth. It can exceed several times the level calculated from eU in the soil.

Results from Rn monitoring setup for clarifying and controlling the Rn risk in soil confirm unequivocally that the factual Rn risk level in Estonian circumstances can be estimated only by using two methods in parallel at study points. With the aid of a gamma spectrometer it is possible to measure eU in soil and calculate on its basis the Rn level (RnG) emitted in soil air in radioactive decay of Ra. An emanometer makes it possible to measure Rn concentration remaining from aeration of soil air, containing also Rn entering from deeper depth (RnM). Both methods determine the level of Rn risk in soil, but only by using both methods simultaneously it is possible to take into account all Rn sources.

In the soil under constructions where buildings function as screens and turn aeration negligible, the level of RnG is of dominant importance in conditions where no addition of Rn from deeper layers occurs. An indication of this is RnG, being at least 10% higher than RnM. Rn level measured with emanometer (RnM) is alone not trustworthy, particularly during the spring-summer period. Depending on the time of measurement, the RnM results at the same point may be 2–3 times lower than in reality. At the same time, if RnG results do not reflect directly Rn migrating from greater depth, they provide additional knowledge on the level of natural radiation in soil.

When taking the actual geological and geochemical conditions into account, with two-method measurements it is possible to gain sufficiently objective idea of the Rn risk level of a certain area. However, it needs to be taken into account that during the dry period in spring–summer the aeration conditions may become very good, because of which RnM results do not always allow estimating the real extent of addition of Rn from deeper layers.

7. Pinnase looduskiirguse

Looduskiirguse all mõistetakse üldjuhul looduses (pinnases, kivimites) esinevatest looduslikest kiirgusallikatest pärineva kiirguse summat (Realo, Viik 1997). Looduskiirguse põhjustavad maakoos levivad looduslikult radioaktiivsed elemendid. Need on peamiselt U ja Th ning K-isotoop ^{40}K koos nende lagunemisel tekkivate radioaktiivsete tütarelementidega.

Radioaktiivsed elemendid koosnevad isotoopidest: U – ^{238}U (99,28%) ja ^{235}U (0,72%), ning Th – praktiliselt vaid ^{232}Th (> 99,9%). Nende radioaktiivsete ridade iseloomustus on toodud 1. peatükis.

Erinevalt U ja Th, mille kõik isotoobid on looduslikult radioaktiivsed, on K-isotoopidest looduslikult radioaktiivne ainult ^{40}K . Viimase sisaldus on kivimites väga väike ja see moodustab keskmiselt kogu maakoore K-sisaldusest ainult 0,012%. ^{40}K -sisaldus pole maakoos püsiv, vaid juhuslikult, kuigi tagasihoidlikult muutuv suurus. Ühelt poolt toimub ^{40}K pidev vähenemine radioaktiivse lagunemise tulemusel, teiselt poolt on selgitatud, et ^{40}K kogus täieneb maakoore ülemises osas nii vulkaaniliste, intrusiivsete ja teiste süvaprotsesside tulemusel kui ka kosmilise tolmu arvelt (Иванов 1994). Samas võib ka oletada, et ^{40}K migratsioon on eksogeensetes tingimustes teistest K-isotoopidest mõnevõrra erinev. Kõikidest nendest asjaoludest sõltub ^{40}K jaotuse heterogeensus ja lokaalsete anomaaliate esinemine nii maakoos kui pinnakattes.

^{40}K radioaktiivne rida on lihtne. ^{40}K poolestusaeg on küll pikk – $1,3 \times 10^9$ aastat, kuid ^{40}K muutub β -lagunemisel stabiilseks ^{40}Ca -isotoobiks. Protessiga kaasneb β - ja γ -kiirgus, millest looduskiirguse seisukohalt on määrav gammakiirgus.

Pinnase ja teiste kivimite looduskiirguse taset hinnatakse nende tekitatud doosikiirguse väärtuse järgi, mida mõeldetakse SI-süsteemis ühikuga $\mu\text{Sv/h}$, kaasnevat kiirgusdoosi – siivertites (Sv). Vahel kasutatakse ka süsteemiväliselt ühikut $\mu\text{R/h}$. Ligikaudseteks ümberarvutusteks võib kasutada üleminekukoefitsienti: $1 \mu\text{Sv/h} \approx 100 \mu\text{R/h}^{20}$.

Maakoore (pinnase) kõige intensiivsemaks looduskiirguse allikaks on U ja Th lagunemisel tekkiv Ra ja selle tütarelemendid. ^{40}K -ga kaasneva looduskiirguse tase jääb pärast Ra teisele kohale.

eU, eTh ja eK poolt pinnases põhjustatud looduskiirguse doos (mSv/a) on litotüüpide lõikes erinev. Ülevaade sellest on koondatud tabelisse 7.1.

7.1 ^{226}Ra -ga tasakaalus olev uraani-sisaldus (eU)

Eesti geoloogilise läbilõike olulisim looduskiirguse näitaja on eU ehk ^{226}Ra -ga tasakaalus olev uraanisisaldus. On iseloomulik, et eU varieerub väga laiades piirides: 0,1 mg/kg kuni 40 mg/kg ja erandjuhul kuni 102 mg/kg (Tabel 7.2; Kaart 7.1). Mainitud kõrge sisaldus registreeriti graptoliitargilliidi avamuse piirkonna tumedas savis ja pole välistatud, et tegemist on ümberasetatud murenenud graptoliitargilliidiga.

Eesti pinnakatte eU geomeetiline keskmine moodustab 2,54 mg/kg, valdav (68,3%) sisaldus varieerub 1,1–6,0 mg/kg piirides. eU on lähedane mulla geokeemilise kaardistamise käigus saadud U-sisaldusele (Petersell jt 2015), samuti maakoore ülemise poole keskmisele sisaldusele (2,5 mg/kg; Wedepohl 1995), kuid jääb ligi 20% madalamaks Lõuna-Soome pinnase U-sisaldusest (Koljonen 1992). Kvaternaari setete litotüüpide eU dispersioon on valdavalt kõrge. Eristuvad keskmisest enam kui 2 korda kõrgema eU sisaldusega klindialused (kla) setted ning madala eU-sisalduse ja dispersiooniga Lõuna-Eesti moreeni. Kõikides litotüüpides, välja arvatud Lõuna-Eesti moreenis (ml), esineb uuringupunkte, kus eU-sisaldus ületab 20 mg/kg piiri (Tabel 7.2). Lõuna-Eesti moreenis ulatub eU maksimaalne sisaldus ainult 4,6 mg/kg.

Eelmise Eesti radooniriski kaardi (Petersell jt 2004; Peterell et al. 2005) koostamisel selgus, et paljudel juhtudel on pinnas ^{238}U suhtes rikastunud ^{226}Ra -ga. Esialgse tulemuse tõepärasust kontrolliti paralleelselt atlase koostamisega spetsiaalselt selleks ettevalmistatud uuringute käigus. Selleks võrreldi 24 Lõuna-Eestis ja 30 Põhja-Eestis hajutatult paiknevates uuringupunktides gammaspektromeetriga mõõdetud eU-, eTh- ja eK-sisaldusi samade uuringupunktide kaevandi põhjast kogutud moreeniproovides Kanadas ICP-MS meetodil määratud U-, Th- ja K-sisaldusega. Võrdluse tulemused on koondatud tabelisse 7.3.

Kuigi võrreldavates proovides on analüüsi meetod ja analüüsitud pinnase maht väga erinev, on toodud võrdlus küllalt veenev. See näitab, et eTh- ja eK-sisaldus on lähedane Th- ja K-sisaldusele, samas kui eU on oluliselt kõrgem U-sisaldusest. Viimase reaalseks põhjuseks on pinnase murenemisel toimuv ^{238}U väljakanne, samal ajal kui ^{226}Ra jääb kohale.

Pinnas on kohati vaesestunud U-st, kuid suhteliselt rikastunud pinnasesse jääva raadiumiga (eU). On tõenäoline, et U väljakanne toimub valdavalt sadevee kaasabil. Ojade vees

7. Natural radiation in soil

Natural radiation is typically understood as the sum of radiation originating from natural sources of radiation (in the soil or rocks) (Realo, Viik 1997). Natural radiation is caused by naturally radioactive elements found in the Earth's crust. These are principally U and Th, and the K-isotope ^{40}K together with radioactive daughter element formed during their decay.

Radioactive elements consist of the following isotopes: U – ^{238}U (99,28%) and ^{235}U (0,72%), and Th practically only from ^{232}Th (> 99,9%). These radioactive series are described in the chapter 1.

Different from U and Th, which have exclusively naturally radioactive isotopes, the only naturally radioactive K isotope is ^{40}K . Its concentration in rocks is very small and in average it forms only 0.012% of the total K concentration in the

Earth's crust. ^{40}K concentration is not stable in the crust, but randomly, although modestly changing. On the one hand, the amount of ^{40}K decreases continuously in radioactive decay. On the other hand, it has been found out that the amount of ^{40}K increases in the upper part of the Earth's crust, as a result of volcanic, intrusive and other deep processes, as well as through cosmic dust (Иванов 1994). However, it can be assumed that the migration of ^{40}K in exogenic circumstances is somewhat different from the behaviour of other K isotopes. Heterogeneity of the ^{40}K distribution and existence of local anomalies both in the crust as in the sedimentary cover depend on all these features.

The radioactive series of ^{40}K is simple. The half-life of ^{40}K is long – $1,3 \times 10^9$ years, but ^{40}K alters in β -decay to stable ^{40}Ca isotope. β - and γ -radiation accompany this process. From the natural radiation point of view, gamma radiation is decisive.

Tabel 7.1. Olulisemate litotüüpide looduskiirguse tase
Table 7.1. Natural radiation of different lithotypes

Setetüüp <i>Type of sediment</i>	Punktide arv <i>Number of points</i>	Geokeemilised parameetrid <i>Geochemical parameters</i>					
		x_{\min}	x_{\max}	x_a	s	x_g	s_g
Looduskiirguse doos, mSv/a <i>Dose of natural radiation, mSv/y</i>							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) <i>Baltic Sea sands, silts, gravel (b)</i>	93	0.04	0.80	0.37	0.16	0.33	1.69
Liustikuvee setted, Glacioaquatic sediments:							
Liiv, kruus, Sand, gravel (lgl)	228	0.06	1.11	0.46	0.19	0.42	1.59
Aleuriit, Silt (lga)	74	0.26	1.35	0.60	0.18	0.58	1.33
Savi, Clay (lgs)	29	0.53	4.86	0.89	0.75	0.80	1.44
Moreenid, Tills:							
Põhja-Eesti moreen (mp) <i>North Estonian till (mp)</i>	316	0.07	2.08	0.50	0.22	0.45	1.58
Lõuna-Eesti moreen (ml) <i>South Estonian till (ml)</i>	187	0.34	0.94	0.60	0.10	0.59	1.19
Klindialused ja nõlvade setted, <i>Sediments at the base and slopes of the klint (kla):</i>	70	0.24	2.44	0.85	0.47	0.75	1.61
Tehispinnas, Artificial soil (t)	39	0.07	1.96	0.58	0.34	0.51	1.68
Kvaternaari setted kokku <i>Quaternary sediments in total</i>	1036	0.04	4.86	0.54	0.28	0.49	1.61

x_{\min} – minimaalne sisaldus; x_{\max} – maksimaalne sisaldus; x_a – keskmine aritmeetiline sisaldus; x_g – geomeetiline keskmine; s – standardhälve; s_g – standardhälve kordajana ehk geomeetiline standardhälve.
 x_{\min} – minimum concentration; x_{\max} – maximum concentration; x_a – arithmetic mean concentration; x_g – geometric mean; s – standard deviation; s_g – standardhälve kordajana or geometric standard deviation.

²⁰ Tuleb arvestada sellega, et tegemist ei ole päris identsete mõistetega: ühikuga $\mu\text{R/h}$ väljendatakse ekspositsioonidoosi kiirust (ingl. *Exposure Rate*), ühikuga $\mu\text{Sv/h}$ – ekvivalentdoosi kiirust.

ulatub U-sisaldus 7 µg/l (Salminen *et al.* 2005; Petersell jt 2013). U väljakanne kajastub madala aktiivsuse tasemega ²³⁸U kontsenteerumises turbasoodesse (Ra-vaene). Mitmete soode turbas ületab U kontsentratsioon sageli 8–10 mg/kg piiri (Orru, Orru 2003), kuid gammakiirguse tase jääb alla 30 nSv/h (3 µR/h). Nii näiteks ületab Mustajõe lammi turbatuhas (tuhasus 40–50%) röntgen-fluorestsentsmeetodil määratud U-sisaldus 50–100 mg/kg piiri, kuid sama turba gammakiirguse tase varieerub 10–30 nSv/h piirides ja gammaspektromeetriga mõõdetud eU-sisaldus ei ületa 3 g/kg. Ka näiteks Viljandi ürgoru madalsooturvas on U-rikas, kuid Ra-vaene (Kiipli 2004). Sellist nähtust on Rootsi soodes detailselt uuritud juba 1967. a (Armands 1967).

Kõrge eU-sisaldusega alad kattuvad enamuses kõrge radoonisaldusega aladega. Eristub Põhja-Eesti klindivöönd Paldiskist Narvani, kus liivad, aleuriidid ja varikalde setted ning samuti moreen on kõrge eU tasemega. Nendes ületab eU-sisaldus sageli 8–9 mg/kg piiri ja ulatub 25–37 mg/kg (Tabel 7.2). Vaatamata graptoliitargilliidi panusele

moreeni koostise kujunemisel, on Lõuna-Eesti moreeni eU keskmine geomeetiline sisaldus madalam Eesti keskmisest ja dispersioon oluliselt väiksem. See on ka põhjuseks, miks Lõuna-Eesti moreeni levilate piires on arvutuslik Rn-sisaldus (RnG) suhteliselt madal ja üheilmeline. Pole aga välistatud, et esineb kohti, kus eU-sisaldus võib sügavamal (> 1,5–2,5 m) moreenis olla suurem kui arvatud.

Eesti pinnakattes on küllalt sagedased maakoore keskmisest 3 ja enam korda kõrgemad eU-sisaldused. Need määravad piirkonniti pinnase looduskiirguse iseloomu. Aladel, kus eU-sisaldus ületab 12 mg/kg piiri, on sellega kaasnev looduskiirguse tase (pinnase eriaktiivsuse indeks) suurem kui 0,5. Aladel, kus pinnase eU ületab 24,3 mg/kg piiri, ületab kaasnev looduskiirguse ehitusmaterjalide jaoks seatud indikatiivse taseme (pinnase eriaktiivsuse indeks > 1), st sellega kaasnev lisakiirgusdoos võib ületada 1,25 mSv/a. Raadiumist (eU) pärinevale looduskiirgusele lisandub eTh ja eK kaasnev looduskiirgus, mille summaarne lisakiirgusdoos võib ületada 0,5 mSv/a.

Tabel 7.2. Olulisemate litotüüpide eU-sisaldus
Table 7.2. Concentration of eU in main lithotypes

Settetüüp Type of sediment	Punktide arv Number of points	Geokeemilised parameetrid Geochemical parameters					
		x _{min}	x _{max}	x _a	s	x _g	s _g
²²⁶ Ra-ga tasakaalus oleva ²³⁸ U sisaldus (eU), mg/kg Concentration of ²³⁸ U in equilibrium with ²²⁶ Ra (eU), mg/kg							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) Baltic Sea sands, silts, gravel (b)	93	0.06	12.0	1.86	2.07	1.23	2.53
Liustikuvee setted, Glacioaquatic sediments:							
Liiv, kruus, Sand, gravel (lgl)	228	0.06	13.86	2.39	2.06	1.79	2.18
Aleuriit, Silt (lga)	74	0.57	26.7	3.22	3.40	2.53	1.87
Savi, Clay (lgs)	29	0.63	102	6.46	18.2	3.23	2.13
Moreenid, Tills:							
Põhja-Eesti moreen (mp) North Estonian till (mp)	316	0.06	36.1	3.07	3.18	2.28	2.14
Lõuna-Eesti moreen (ml) South Estonian till (ml)	187	1.01	4.22	2.28	0.64	2.19	1.32
Klindialused ja nõlvade setted, Sediments at the base and slopes of the klint (kla):							
Tehispinnas, Artificial soil (t)	39	0.69	25.5	6.22	5.47	4.68	2.10
Kvaternaari setted kokku Quaternary sediments in total	1036	0.06	102	347	5.07	2.33	2.31

x_{min} – minimaalne sisaldus; x_{max} – maksimaalne sisaldus; x_a – keskmine aritmeetiline sisaldus; x_g – geomeetiline keskmine; s – standardhälve; s_g – standardhälve kordajana ehk geomeetiline standardhälve.
x_{min} – minimum concentration; x_{max} – maximum concentration; x_a – arithmetic mean concentration; x_g – geometric mean; s – standard deviation; s_g – standard deviation multiplier or geometric standard deviation.

Tabel 7.3. eU, eTh ja eK ning U, Th ja K geomeetriste keskmiste sisalduste suhe
Table 7.3. The relationship between geometric mean concentrations of eU, eTh, eK and U, Th, K

Settetüüp Type of sediment	Analüüsi meetod Analysis method	Sisaldus Concentration	Uuringu-punktide arv Number of study points	U		Th		K	
				mg/kg	s _g	mg/kg	s _g	%	s _g
Põhja-Eesti moreen (mp) North Estonian till (mp)	Gsp	Isotoop Isotope	30	2.09	1.70	8.12	1.62	2.02	1.66
	ICP-MS	Kogusisaldus Total content		1.71	1.38	7.95	1.47	2.11	1.46
	ICP-MS/Gsp			0.82		0.98		1.04	
Lõuna-Eesti moreen (ml) South Estonian till (ml)	Gsp	Isotoop Isotope	22	2.44	1.30	10.03	1.22	2.93	1.17
	ICP-MS	Kogusisaldus Total content		1.69	1.23	8.76	1.26	2.71	1.16
	ICP-MS/Gsp			0.69		0.87		0.93	

Gsp – EGK välimäärangud gammaspektromeetriga; ICP-MS – laboratoorselt määratud kogusisaldus; ICP-MS/Gsp – meetodite omavaheline suhe; isotoop – ²²⁶Ra-ga tasakaalus olev ²³⁸U-sisaldus; s_g – geomeetiline standardhälve.
Gsp – EGK determination with gamma spectrometer; ICP-MS – laboratory determination of total concentration; ICP-MS/Gsp – relationship of methods; isotope – ²³⁸U concentration in equilibrium with ²²⁶Ra; s_g – geometric standard deviation.

The level of natural radiation in soil and rocks is assessed by their dose rate, which is measured in the SI system unit µSv/h or µR/h (1 µSv/h = 100 µR/h). The accompanying radiation dose is measured in sievert (Sv). Sometimes a unit µR/h, not belonging to the SI system is used. For approximate recalculations the following transitional coefficient can be used: 1 µSv/h ≈ 100 µR/h²⁰.

The most intense source of natural radiation in Earth's crust (soil) is Ra formed in decay of U and Th, together with its daughter elements. The second after Ra is the natural radiation related to ⁴⁰K.

Natural radiation dose (mSv/y) generated by eU, eTh and eK varies in different lithotypes as shown in table 7.1

7.1 Uranium concentration in equilibrium with ²²⁶Ra (eU)

The most essential indicator of natural radiation in Estonian geoclastic sequence is eU or uranium concentration in equilibrium with ²²⁶Ra. It is characteristic that eU varies very widely: from 0.1 mg/kg up to 40 mg/kg and on special occasions up to 102 mg/kg (Table 7.2; Map 7.1). Such a high concentration was recorded in dark clay in an area of graptolite argillite exposure. It cannot be excluded that this material was in fact re-settled weathered graptolite argillite.

Geometric mean of eU in Estonian soil is 2.54 mg/kg, dominant concentration (68.3%) varying between 1.1–6.0 mg/kg. eU is close to U concentration, which was found when conducting geochemical mapping (Petersell *et al.* 2015). It is also close to the average concentration in the upper crust of the Earth (2.5 mg/kg; Wedepohl 1995), but remains as about 20% lower than U concentration in the soil in south Finland (Koljonen 1992). eU variance of lithotypes of Quaternary sediments is dominantly high. Sediments at the klint base (kla) stand out with more than two times higher eU. South Estonian till sticks out with low eU concentration and low variance. There are study points in all lithotypes, excluding south Estonian till (ml), where eU concentration exceeds 20 mg/kg (Table 7.1). Maximum eU concentration in south Estonian till is only 4.6 mg/kg.

When the radon risk map of Estonia (Petersell *et al.* 2004; 2005) was being compiled, it was found out that in many cases the soil is enriched with ²²⁶Ra in regard with ²³⁸U. The validity of the initial result was controlled in parallel with compilation of the atlas, with an especially undertaken study. At scattered study points, 24 in south Estonia and 30 in north Estonia, eU, eTh and eK concentration measured with gamma spectrometer were compared with till samples collected from hole bottom at the same sites. The U, Th and K concentration of the till samples were determined in Canada with the ICP-MS method. The results of comparison are put together in Table 7.3.

²⁰ It has to be taken into account, that the notions are not quite identical: the unit µR/h expresses the Exposure Rate, the unit µSv/h expresses equivalent dose rate.

7.2 ²³²Th-ga tasakaalus olev kogu tooriumi-sisaldus (eTh)

eTh-sisalduse järgi määratud Th-sisaldus pinnases moodustab praktiliselt kogu Th-sisalduse (> 99,9%). eTh on Eesti pinnakattes oluline looduskiirguse allikas. Selle keskmine sisaldus on 6,79 mg/kg ja dispersioon litotüüpide lõikes erinev (Tabel 7.4). eTh-sisaldus varieerub piirides 0,1 mg/kg kuni 31,4 mg/kg, kusjuures valdav sisaldus (68,3%) jääb vahemikku 4,0 kuni 11,6 mg/kg (Tabel 7.4). Keskmine sisaldus on ligi 20% madalam maakoore ülemise osa sisaldusest (10,3 mg/kg; Wedepohl 1995). Kõrgendatud ja stabiilne eTh-sisaldus on iseloomulik Lõuna-Eesti moreenile, madaldatud ja heterogeene – Läänemere arengustaadiumide liivadele (Tabel 7.4; kaart 7.4).

Th-sisalduse jaotus allub litotüüpides normaalsele kuni log-normaalsele jaotuseseaduspärasusele. See võimaldab

eeldada, et Eesti pinnakatte kujunemisel puudusid eeldused Th kõrgete kontsentratsioonide tekkeks. Kuigi madalaimad Th-sisaldused on iseloomulikud Läänemere arengustaadiumide liivadele, esineb kaasaja rannas liiva, mis on kohati mere tegevusel rikastunud Th-rikka tsirkooniga (näiteks Kabli piirkond Riia lahe rannavööndis; Raukas *et al.* 2014).

Eesti pinnakatte Th-sisaldus jääb ligi 30% madalamaks Lõuna-Soome pinnakatte Th-sisaldusest (Koljonen 1992). Kuigi Eesti pinnakattes on Th kõrged (keskmisest 3 ja enam korda kõrgemad) sisaldused harvad, mõjutavad ka sisaldused > 17–18 mg/kg küllalt oluliselt pinnakatte looduskiirguse taset. Sellistel aladel ületab Th-ga kaasnev looduskiirguse tase (pinnase eriaktiivsus) 0,33, st sellest saadav gammakiirguse lisadoos võib ületada 0,41 mSv/a²¹. Lisaks suurendab Th vastava isolatsiooni puudumisel ruumides Rn-taset ²²⁰Rn ehk torooni arvelt.

Although the method of analysis and volume of analyzed soil is very different in the compared samples, the comparison is quite convincing. It shows that eTh and eK concentration were near the Th and K concentration, while eU is essentially higher than the U concentration. The actual reason of the latter is that ²³⁸U is carried away when soil is weathering, but ²²⁶Ra remains at place.

At places, the soil is poor in U, but relatively enriched with remaining radium (eU). It is likely that removal of U has occurred, and it occurs dominantly with the aid of rainwater. U concentration in the water of brooks reaches 7 µg/l (Salminen *et al.* 2005; Petersell *et al.* 2013). Removal of U is reflected in the concentration of low-activity ²³⁸U in peat bogs (Ra-poor). U concentration at a few bogs exceeds often 8–10 mg/kg (Orru, Orru 2003), but the level of gamma radiation remains in < 3 µR/h (30 nSv/h). Thus for instance the U concentration of the peat ash of Mustajõe river (ash content 40–50%) exceeds 50–100 mg/kg according to the X-ray fluorescence method, while the gamma radiation level of the same peat is 1–3 µR/h, and the eU concentration measured with a gamma spectrometer does not exceed 3 mg/kg. Also the fen peat of the Viljandi ancient valley is rich in U but poor in Ra (Kiipli 2004). Such a phenomenon has been studied in detail in Swedish bogs already from 1967 (Armands 1967).

The areas of high eU concentration overlap mostly with areas of high radon concentration. North Estonian klint zone from Paldiski to Narva stands out with high eU level in sands, silts and talus sediments, as well as in till. eU content in them exceeds often 8–9 mg/kg and may reach 25–37 mg/kg (Table 7.2). Without taking into account the role of graptolite argillite in shaping the composition of till, the average geometric concentration of eU in south Estonian till is lower than in Estonia in average and variance is essentially smaller. This is also the reason why calculated Rn concentration (RnG) within the areas of south Estonian till is comparatively low and uniform. However, it cannot be excluded that there are places where eU concentration deeper in till (> 1.5–2.5 m) may be higher than assumed.

eU concentrations three or more times higher than in Earth's crust in average are quite common in Estonian sedimentary cover. They define the regional characteristics of natural radiation in soil. In such areas, where eU exceeds 12 mg/kg, the accompanying level of natural radiation (soil activity concentration index) is higher than 0.5. In such areas where eU level in soil exceeds 24.3 mg/kg, accompanying natural radiation in building materials exceeds the permitted level (soil activity concentration index > 1), i.e. the related additional radiation may exceed 1.25 mSv/y. Natural radiation originating from radium (eU) is complemented with natural radiation related to eTh and eK, the total additional radiation dose of which may exceed 0.5 mSv/y.

7.2 Total thorium concentration in equilibrium with ²³²Th (eTh)

eTh concentration in soil determined after eTh concentration forms practically the whole Th concentration (> 99,9%). eTh is an essential source of natural radiation in Estonian sedimentary cover. Its average concentration is 6.79 mg/kg and variance different with different lithotypes (Table 7.4). eTh concentration varies between 0.1 and 31.4 mg/kg, the majority of cases (68.3%) falling between 4.0 and 11.6 mg/kg (Table 7.4). The average concentration is about 20% lower than the concentration in the upper part of Earth's crust (10.3 mg/kg; Wedepohl 1995). Elevated and stable eTh concentration is characteristic for south Estonian till, low and heterogeneous concentration is typical for the sands of different development stages of the Baltic Sea (Table 7.4; Map 7.4).

The distribution of Th concentration in lithotypes follows the normal to log-normal distribution pattern. This makes it possible to assume that during the formation of Estonian sedimentary cover there were no prerequisites for development of high Th concentrations. Although lowest Th concentration is characteristic for sands of different development stages of the Baltic Sea, by the current coast there is sand enriched at places by Th-rich zircon as a result of marine processes (for example Kabli region at the coastal zone of the Bay of Riga; Raukas *et al.* 2014).

Th concentration in Estonian sedimentary cover is about 30% lower than in south Finland (Koljonen 1992). Although high Th concentration (three and more times higher than average) occurs rarely in Estonian sedimentary cover, also concentration at the level of > 17–18 mg/kg affects quite essentially the level of natural radiation in sedimentary cover. In such areas the level of natural radiation related to Th (soil activity concentration index) exceeds 0.33, i.e. the additional gamma radiation dose from it may exceed 0.41 mSv/y²¹. Moreover, in case of missing isolation, Th increases Rn level in rooms on account of ²²⁰Rn or thoron.

7.3 Potassium concentration in equilibrium with ⁴⁰K (eK)

The relationship between ⁴⁰K and other K isotopes is not quite constant in natural sedimentary cover (Иванов 1994). Accordingly, eU concentration calculated from ⁴⁰K is approximate. The variance of eK concentration in different lithotypes varies, from low to high. The concentration in Estonian sedimentary cover varies between 0.1–7.2%, the average being 1,76% (Table 7.5). The dominant (68.3%) eK concentration remains in the range of 1.0–3.1%. The average eK concentration is about 40% lower than the concentration

Tabel 7.4. Olulisemate litotüüpide eTh-sisaldus
Table 7.4. Concentration of eTh in main lithotypes

Settetüüp Type of sediment	Punktide arv Number of points	Geokeemilised parameetrid Geochemical parameters					
		x _{min}	x _{max}	x _a	s	x _g	s _g
²³² Th-ga tasakaalus oleva Th sisaldus (eTh), mg/kg Th concentration in equilibrium with ²³² Th (eTh), mg/kg							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) Baltic Sea sands, silts, gravel (b)	93	0.95	21.6	5.57	3.39	4.74	1.78
Liustikuvee setted, Glacioaquatic sediments:							
Liiv, kruus, Sand, gravel (lg)	228	0.87	24.3	7.48	3.69	6.61	1.68
Aleuriit, Silt (lga)	74	3.02	18.6	10.0	3.30	9.37	1.46
Savi, Clay (lgs)	29	9.09	19.7	14.2	2.90	13.9	1.23
Moreenid, Tills:							
Põhja-Eesti moreen (mp) North Estonian till (mp)	316	0.49	19.4	8.06	3.47	7.24	1.64
Lõuna-Eesti moreen (ml) South Estonian till (ml)	187	4.98	18.3	10.2	2.29	9.96	1.25
Klindialused ja nõlvade setted, Sediments at the base and slopes of the klint (kla):	70	2.84	31.4	8.73	4.38	7.85	1.58
Tehispinnas, Artificial soil (t)	39	0.88	15.8	7.30	3.00	6.63	1.66
Kvaternaari setted kokku Quaternary sediments in total	1036	0.49	31.4	8.42	3.74	7.52	1.66

x_{min} – minimaalne sisaldus; x_{max} – maksimaalne sisaldus; x_a – keskmine aritmeetiline sisaldus; x_g – geomeetiline keskmine; s – standardhälve; s_g – standardhälve kordajana ehk geomeetiline standardhälve.
x_{min} – minimum concentration; x_{max} – maximum concentration; x_a – arithmetic mean concentration; x_g – geometric mean; s – standard deviation; s_g – standardhälve kordajana or geometric standard deviation.

²¹ Arvutustes on viibimisaeg võetud tinglikult 100%-ks

²¹ Time of residence is tentatively considered as 100% in calculations

7.3 ⁴⁰K-ga tasakaalus olev kaaliumi-sisaldus (eK)

Looduslikus pinnakattes pole ⁴⁰K ja teiste K-isotoopide vaheline suhe päris konstantne (Иванов 1994). Sellest tulenevalt on ⁴⁰K järgi arvatud eK-sisaldus orienteeruv. eK-sisalduste dispersioon on litotüüpide lõikes varieeruv, madal kuni kõrge. Sisaldused varieeruvad Eesti pinnakattes 0,1% kuni 7,2% piirides ja moodustavad keskmiseks 1,76% (Tabel 7.5), eK valdav sisaldus (68,3%) jääb piiridesse 1,0–3,1%. eK keskmine sisaldus on ligi 40% madalam maakoore ülemise poole sisaldusest (2,86%; Wedepohl 1995) ja ligi 15–30 % madalam K-sisaldusest Lõuna-Soome moreenis (Koljonen 1992).

Kaaliumi (eK) pindalalisest levikust annab ülevaate kaart 7.5. Kõrge ja üheilmelise eK-sisalduse poolest eristub Lõuna-Eesti moreen. Madalaim eK-sisaldus on iseloomulik Läänemere arengustaadiumide liivadele.

Eesti pinnakattes on eK oluline looduskiirguse allikas. Selles kontekstis väärivad erilist tähelepanu alad, kus eK ületab 3,3% piiri. Sellistel aladel ületab K kaasnev looduskiirguse tase (pinnase eriaktiivsus) 0,33, st sellest saadav gammakiirguse lisadoos võib ületada 0,41 mSv/a²².

7.4 Looduskiirgus

Eesti pinnakatte looduskiirguse taseme määrab pinnases esinevate ²²⁶Ra, ²³²Th, nende tütarelementide ja ⁴⁰K poolt põhjustatud summaarne kiirgus. Käesolevas atlas väljendatakse see ehitusmaterjalide eriaktiivsuse indeksi kaudu (Tabel 7.1, Kaart 7.1) ja lihtsamini arusaadavalt gammakiirguse tasemetena²³ nSv/h (Kaart 7.5). Kooskõlas IAEA ohutusstandardiga (*Specific Safety...* 2015) ja keskkonnaministri määruse nr 54 (Kiirgustöötaja... 2016) ei tohi ²²⁶Ra-, ²³²Th- ja ⁴⁰K-sisalduse põhjal arvatav eriaktiivsuse indeks ületada ühte (vt Metoodika). Kaudsete hinnangute järgi moodustab see 1,25 mSv/a. See tase ühildub ka Põhjamaade soovitusetega (*Naturally...* 2000) ja on piisavalt põhjendatud. Ühelt poolt informeeritakse selle kaudu elanikkonda, mis tasemest algab kõrgendatud looduskiirgus, teiselt poolt keelatakse eelneva kontrollita kasutada kõrge looduskiirgusega materjale (liiv, savi, kruus) elamute ja olmehoonete, samuti väikelaste liivakastide jt vahetuks ehitustegevuseks (põrandaaluseks täiteks jne).

STUK-i arusaamadele tuginedes (STUK 2010) on pinnas, mille eriaktiivsuse indeks jääb alla 0,8, foonilise looduskiirgusega. Selle gammakiirguse tase ei peaks ületama 0,12 µSv/h (ehk 12 µR/h). Pinnas, mille eriaktiivsuse indeks

Tabel 7.5. Olulisemate litotüüpide eK-sisaldus
Table 7.5. Concentration of eK in main lithotypes

Settetüüp <i>Type of sediment</i>	Punktide arv <i>Number of points</i>	Geokeemilised parameetrid <i>Geochemical parameters</i>					
		x _{min}	x _{max}	x _a	s	x _g	s _g
⁴⁰ K-ga tasakaalus oleva kogu K sisaldus (eK), % <i>Total K concentration in equilibrium with ⁴⁰K (eTh), %</i>							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) <i>Baltic Sea sands, silts, gravel (b)</i>	93	0.06	3.50	1.75	0.87	1.45	2.06
Liustikuvee setted, <i>Glacioaquatic sediments:</i>							
Liiv, kruus, <i>Sand, gravel (lg)</i>	228	0.15	4.76	2.04	0.84	1.84	1.66
Aleuriit, <i>Silt (lga)</i>	74	1.31	3.91	2.61	0.57	2.54	1.27
Savi, <i>Clay (lgs)</i>	29	2.30	4.73	3.35	0.53	3.31	1.17
Moreenid, <i>Tills:</i>							
Põhja-Eesti moreen (mp) <i>North Estonian till (mp)</i>	316	0.20	5.00	2.03	0.77	1.87	1.54
Lõuna-Eesti moreen (ml) <i>South Estonian till (ml)</i>	187	1.64	4.35	2.96	0.47	2.92	1.18
Klindialused ja nõlvade setted, <i>Sediments at the base and slopes of the klint (kla):</i>	70	0.06	6.36	1.97	1.43	1.51	2.21
Tehispinnas, <i>Artificial soil (t)</i>	39	0.19	6.00	1.76	1.09	1.46	1.91
Kvaternaari setted kokku <i>Quaternary sediments in total</i>	1036	0.06	6.36	2.24	0.92	2.00	1.71

x_{min} – minimaalne sisaldus; x_{max} – maksimaalne sisaldus; x_a – keskmine aritmeetiline sisaldus; x_g – geometriline keskmine; s – standardhälve; s_g – standardhälve kordajana ehk geometriline standardhälve.
x_{min} – minimum concentration; x_{max} – maximum concentration; x_a – arithmetic mean concentration; x_g – geometric mean; s – standard deviation; s_g – standardhälve kordajana or geometric standard deviation.

jääb 0,8–1 piiridesse, on üleminekulise looduskiirguse tasemega. Pinnas, mille eriaktiivsuse indeks ületab 1, võib ehitusmaterjalina (ka täitepinnaseks) kasutamisel olla tervist kahjustav (KeM määruse nr 54 ja STUK). On reaalne, et kui sellist pinnast kasutatakse väikelaste mänguväljakutel, võib see olla nende tervisele kahjulik.

STUK-i arusaamadest lähtudes moodustavad üleminekulise looduskiirguse tasemega uuringu-punktid atlase uuringu-punktidest 5,2%.

Kõrge looduskiirgusega pinnase uuringupunkte, kus looduskiirguse eriaktiivsuse indeks ületab eelpool mainitud tingliku piiri kuni 2 korda ehk võimalik saadav aastane kiirgusdoos jääb 1,5–2,5 mSv piiridesse, on fikseeritud 73 ja veel kõrgema looduskiirguse tasemega 9 uuringupunkti. Looduskiirguse peamiseks põhjustajaks on kõrge raadiumi (eU) ja selle tütarproduktide sisaldus, millele lisandub eK- ja eTh-ga kaasnev. Kuna eU on ka peamine Rn-allikas, langevad kõrge looduskiirgusega alad enamuses kõrge Rn-sisaldusega aladele.

in the upper part of Earth's crust (2.86%; Wedepohl 1995) and about 15–30 % lower than K concentration in till in south Finland (Koljonen 1992).

Map 7.5 gives an overview of the areal distribution of potassium (eK). South Estonian till stands out with its high and uniform eK concentration. Lowest eK concentration is characteristic for sands of development stages of Baltic Sea.

eK is an essential source for natural radiation in Estonian sedimentary cover. Particular attention should be paid in this context on areas where eK exceeds 3.3%. In such areas the level of natural radiation related to K (soil activity concentration index) exceeds 0.33, i.e. additional dose of gamma radiation from it may exceed 0.41 mSv/y²².

7.4 Natural radiation

The level of natural radiation in Estonian sedimentary cover is determined by the total sum of radiation caused by ²²⁶Ra, ²³²Th, their daughter elements and ⁴⁰K existing in soil. In this atlas it is expressed through the activity concentration index of building materials (Table 7.1, Map 7.1) and in a more easily comprehensible way as levels of gamma radiation²³ µR/h (Map 7.5). In harmony with the IAEA safety standard (Specific Safety... 2015) and regulation Nr. 54 of the Ministry of Environment (Kiirgustöötaja... 2016) activity concentration index calculated from ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K concentrations must not exceed 1 (see Methodology). Indirect estimations indicate that it forms 1.25 mSv/y. This level matches with Nordic recommendations (Naturally... 2000) and is well enough founded. On one hand, through it public is informed of what is the threshold value for elevated natural radiation. On the other hand it is banned to use materials with high natural radiation (sand, clay, gravel) without prior control for direct building activities (e.g. as filling material under the floor) of detached houses, outbuildings, toddler sandboxes, or alike constructions.

Basing on the view of STUK (STUK 2010), soil with an activity concentration index below 0.8, has background level natural radiation. The level of this gamma radiation should not exceed 0.12 µSv/h (or 12 µR/h). Soil with an activity concentration index of 0.8–1 has a transitional level of natural radiation. Soil with an activity concentration index above 1 may be harmful for health if used as building material (also as filling material) (Ministry of Environment regulation Nr. 45 and STUK 2010). It is possible that if such soil is used for playgrounds for infants, it can be harmful for their health.

Following the view by STUK, 5.2% of the study points in the atlas have a transitional level of natural radiation.

There are 73 study points with high natural radiation, where the activity concentration index exceeds the above-mentioned conditional level up to two times or there the possible yearly radiation dose is 1.5–2.5 mSv. Nine study points have even higher levels of natural radiation. The main cause for natural radiation is high concentration of radium (eU) and its daughter products. Radiation related to eK ja eTh is an addition. As eU is also the principle source of Rn, the areas of high natural radiation mainly overlap the areas of high Rn concentration.

Areas with high natural radiation are more frequent in the north Estonian klint zone, from Paldiski in the west to Narva in the east. There are observation points along this zone, where the level of natural radiation exceeds the limit 3 mSv per year. eU concentration exceeds normally 20 mg/kg in these areas. This is higher than what is allowed also for U concentration in soil in industrial areas (Ohtlike ... 2010).

²² Vaata eelmist kommentaari.

²³ Füüsikaline nimetus – kiirituskiirus ehk ekspositsioonikiirus.

²² Look preceding comment.

²³ Physical designation – Radiation exposure rate.

Kõrge looduskiirgusega alade sagedus on suurem Põhja-Eesti klindivööndis – alates Paldiskist kuni Narvani. Selle vööndi piires esineb vaatluspunkte, kus pinnase looduskiirguse tase

ületab aastas 3 mSv piiri. Nendel aladel ületab eU-sisaldus tavaliselt 20 mg/kg, mis on kõrgem ka tööstusmaa pinnases lubatud U-sisaldusest (Ohtlike ... 2010).



Välimõõdistamistel kasutatavad seadmed (gammasepektromeeter ja 2 emanomeetrit).
Equipment used for field measurements (gamma ray spectrometer and 2 emanometers).



Kaevise rajamine pinnase looduskiirguse, eU, Th ja K mõõtmiseks.
Digging a hole for measuring natural radiation, eU, Th and K content of soil.

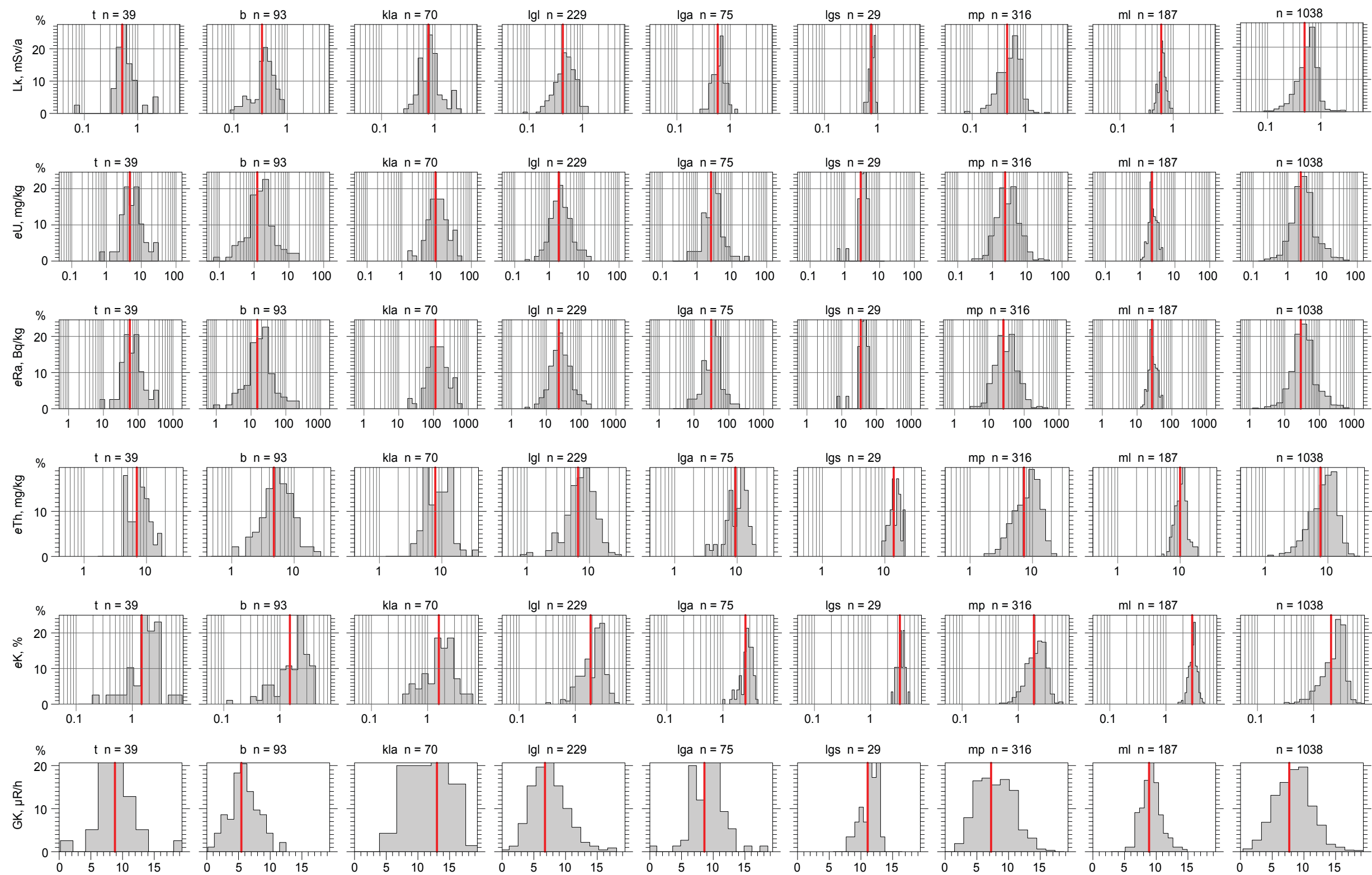


Tehislike pinnaste materjali päritolu pole kunagi teada, mistõttu on kindlsti oluline määrata seal radioaktiivsete elementide sisaldus.
In case of artificial soil, the origin is never known. Therefore, it is essential to determine the concentration of radioactive elements.

Tabel 7.6. Olulisemate litotüüpide gammakiirgus
Table 7.6. Gamma radiation of main lithotypes

Settetüüp <i>Type of sediment</i>	Punktide arv <i>Number of points</i>	Geokeemilised parameetrid <i>Geochemical parameters</i>					
		x_{min}	x_{max}	x_a	s	x_g	s_g
Gammakiirgus, $\mu R/h$ <i>Gamma radiation, $\mu R/h$</i>							
Balti mere liivad, aleuriidid, kruus (b) <i>Baltic Sea sands, silts, gravel (b)</i>	93	0.6	12.28	5.45	2.35	4.85	1.69
Liustikuvee setted, <i>Glacioaquatic sediments:</i>							
Liiv, kruus, <i>Sand, gravel (lgl)</i>	228	0.9	16.32	6.78	2.80	6.17	1.59
Aleuriit, <i>Silt (lga)</i>	74	3.9	21.1	8.89	2.70	8.53	1.33
Savi, <i>Clay (lgs)</i>	29	7.7	76.4	13.2	12.0	11.7	1.46
Moreenid, <i>Tills:</i>							
Põhja-Eesti moreen (mp) <i>North Estonian till (mp)</i>	316	1.1	32.2	7.37	3.33	6.68	1.59
Lõuna-Eesti moreen (ml) <i>South Estonian till (ml)</i>	187	5.1	3.9	8.87	1.51	8.74	119
Klindialused ja nõlvade setted, <i>Sediments at the base and slopes of the klint (kla):</i>	70	3.6	37.6	13.0	7.26	11.5	1.61
Tehispinnas, <i>Artificial soil (t)</i>	39	1.0	29.9	8.80	5.30	7.71	1.68
Kvaternaari setted kokku <i>Quaternary sediments in total</i>	1036	0.6	76.4	8.03	4.36	7.18	1.64

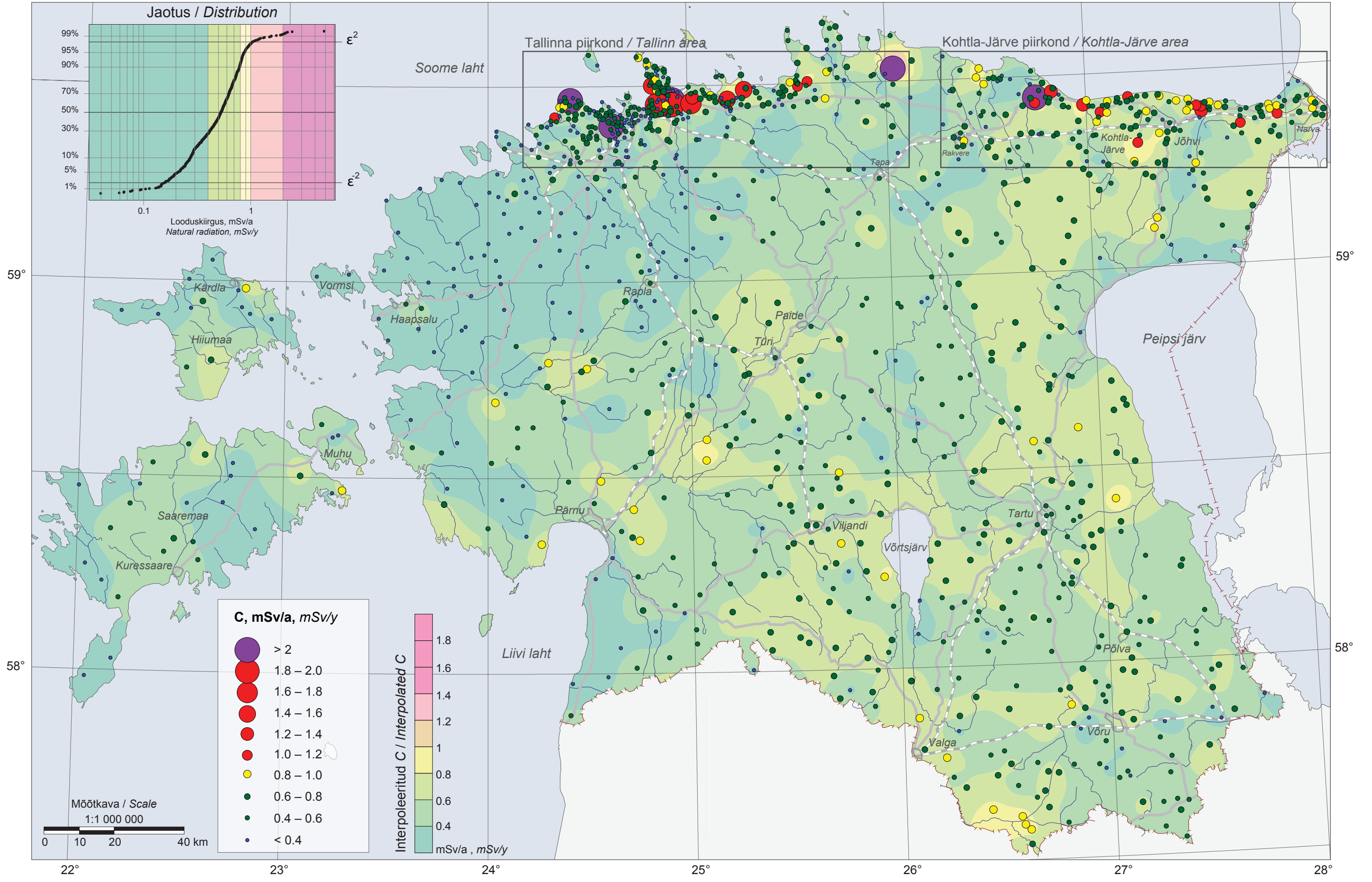
x_{min} – minimaalne sisaldus; x_{max} – maksimaalne sisaldus; x_a – keskmine aritmeetiline sisaldus; x_g – geomeetriline keskmine; s – standardhälve; s_g – standardhälve kordajana ehk geomeetriline standardhälve.
 x_{min} – minimum concentration; x_{max} – maximum concentration; x_a – arithmetic mean concentration; x_g – geometric mean; s – standard deviation; s_g – standard deviation kordajana or geometric standard deviation.



Looduskiirguse, eU -, eRa -, eTh - ja eK -sisalduse ning gammakiirguse sagedusdiagrammid litotüüpide lõikes.
 Frequency diagrams of natural radiation, concentration of eU , eRa , eTh , eK , and gamma radiation.

Kaart 7.1 Pinnase looduskiirgus (C, mSv/a)
Map 7.1 Natural radiation of soil (C, mSv/y)

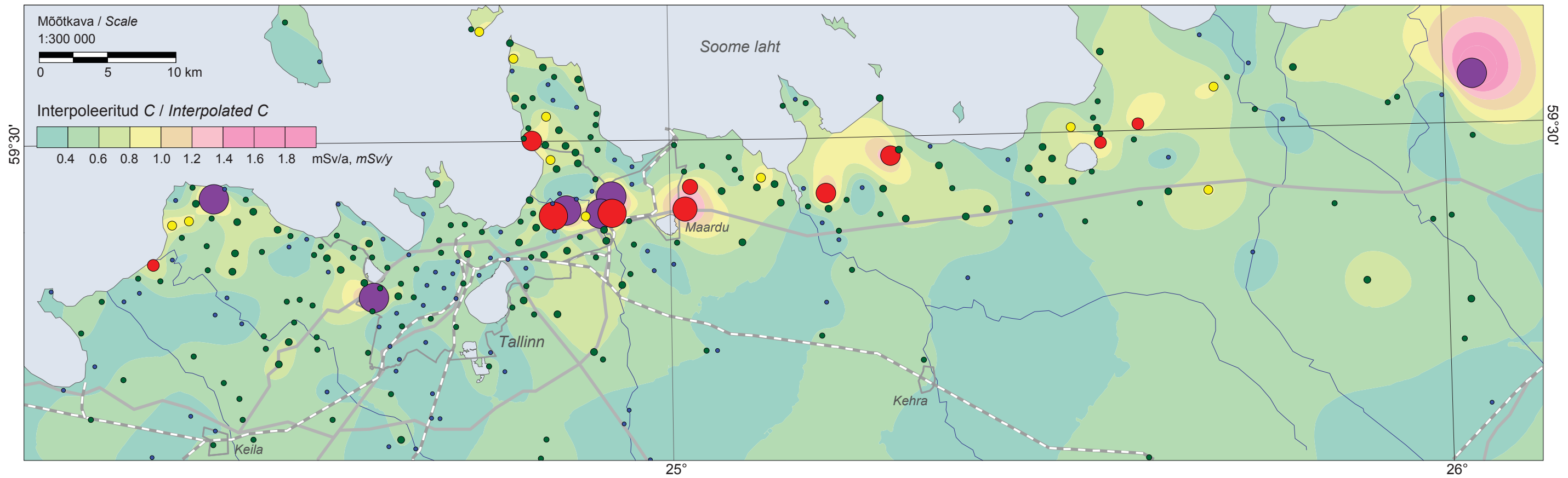
Eesti pinnase looduskiirguse kaart
Natural radiation map of Estonia



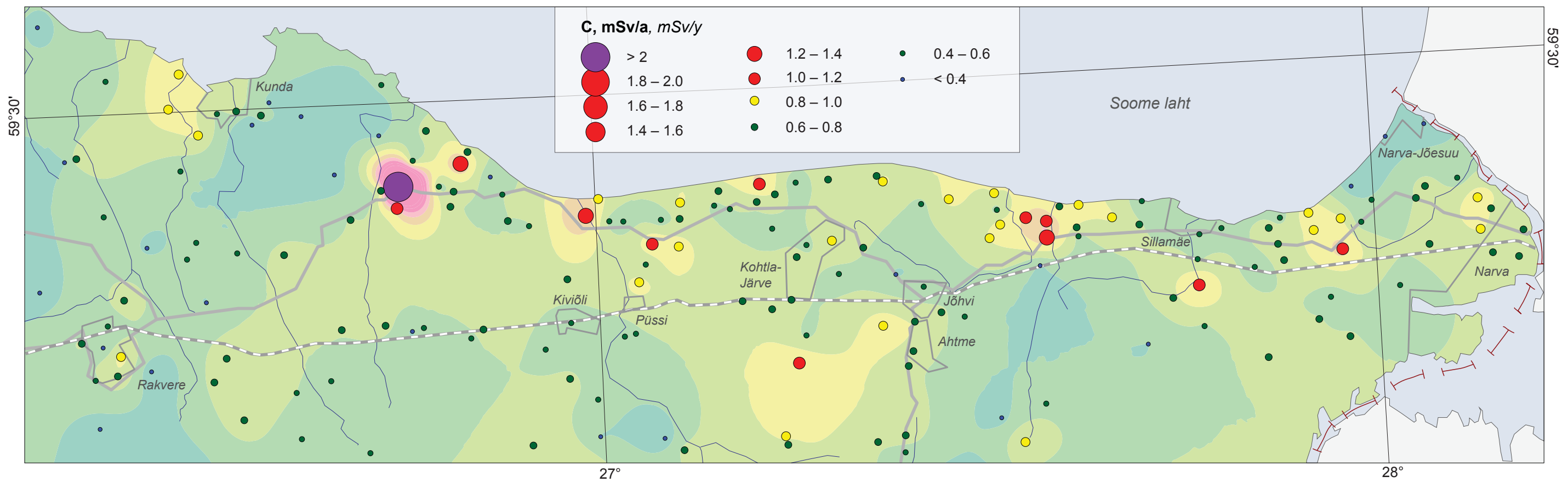
Kaart 7.1.1 Pinnase looduskiirgus (C, mSv/a)
 Map 7.1.1 Natural radiation soil (C, mSv/y)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase looduskiirguse kaart
 Natural radiation map of Estonia

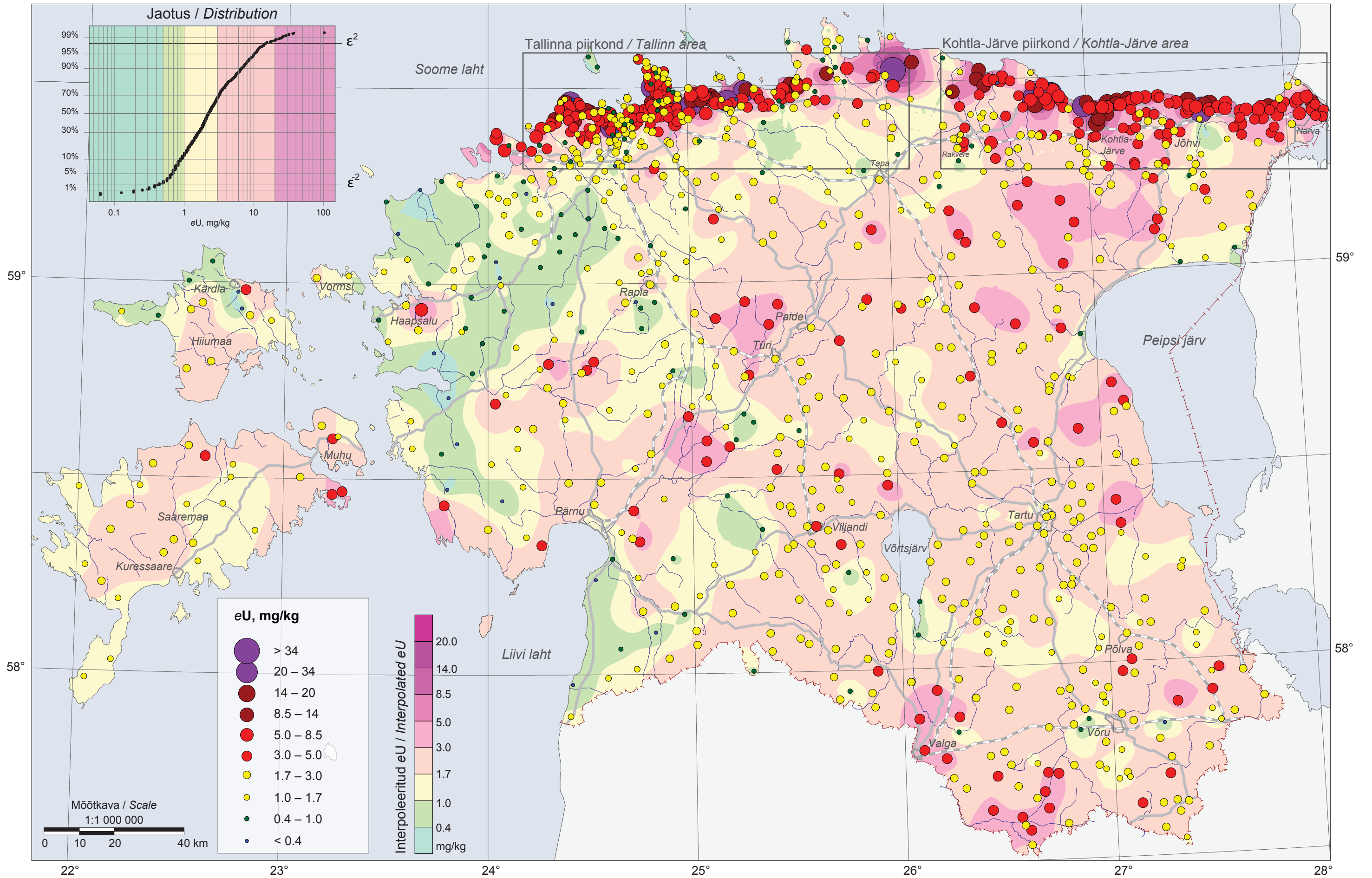


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 7.2 eU-sisaldus pinnases (mg/kg)
Map 7.2 eU content in soil (mg/kg)

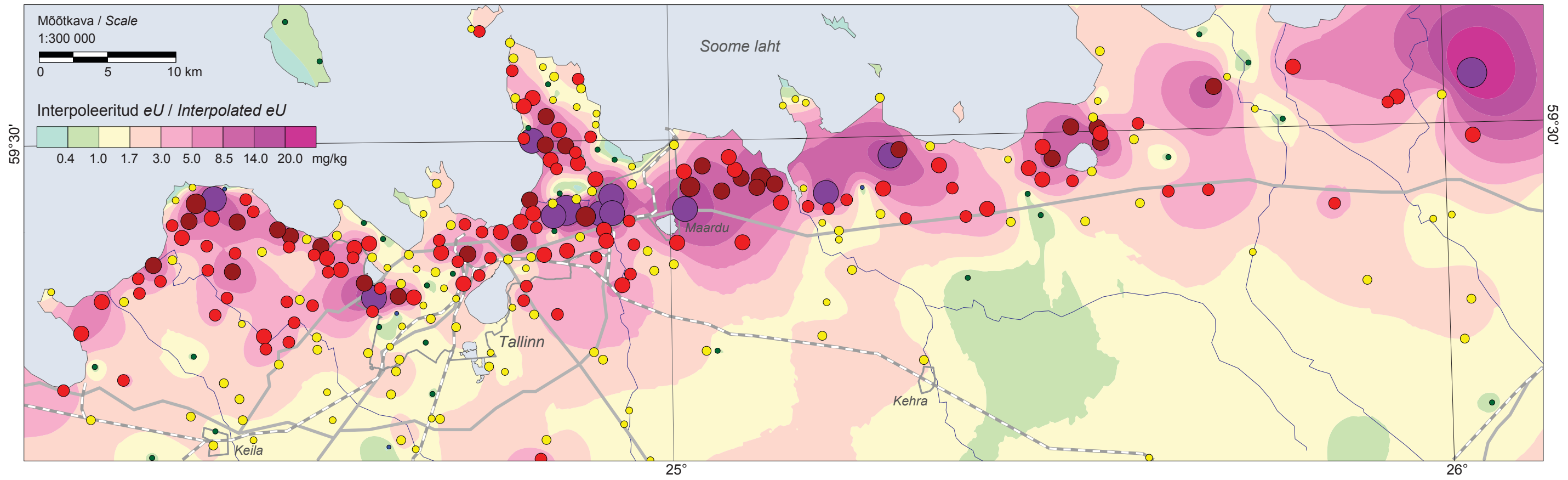
Eesti pinnase looduskiirguse kaart
Natural radiation map of Estonia



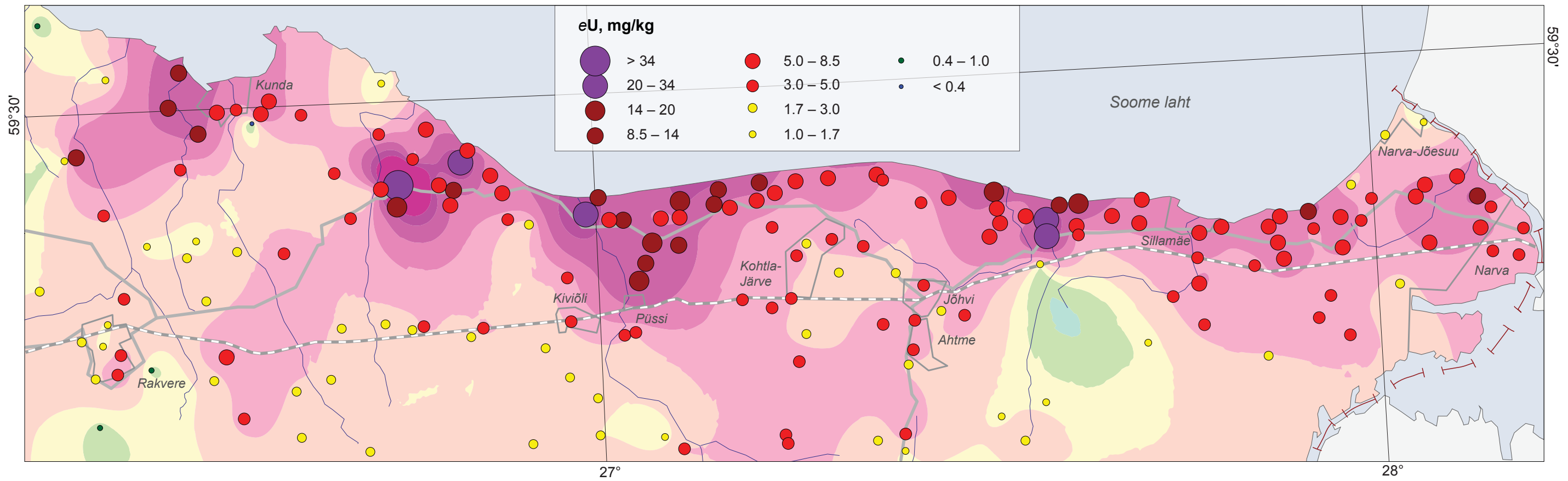
Kaart 7.2.1 eU-sisaldus pinnases (mg/kg)
 Map 7.2.1 eU content in soil (mg/kg)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase looduskiirguse kaart
 Natural radiation map of Estonia

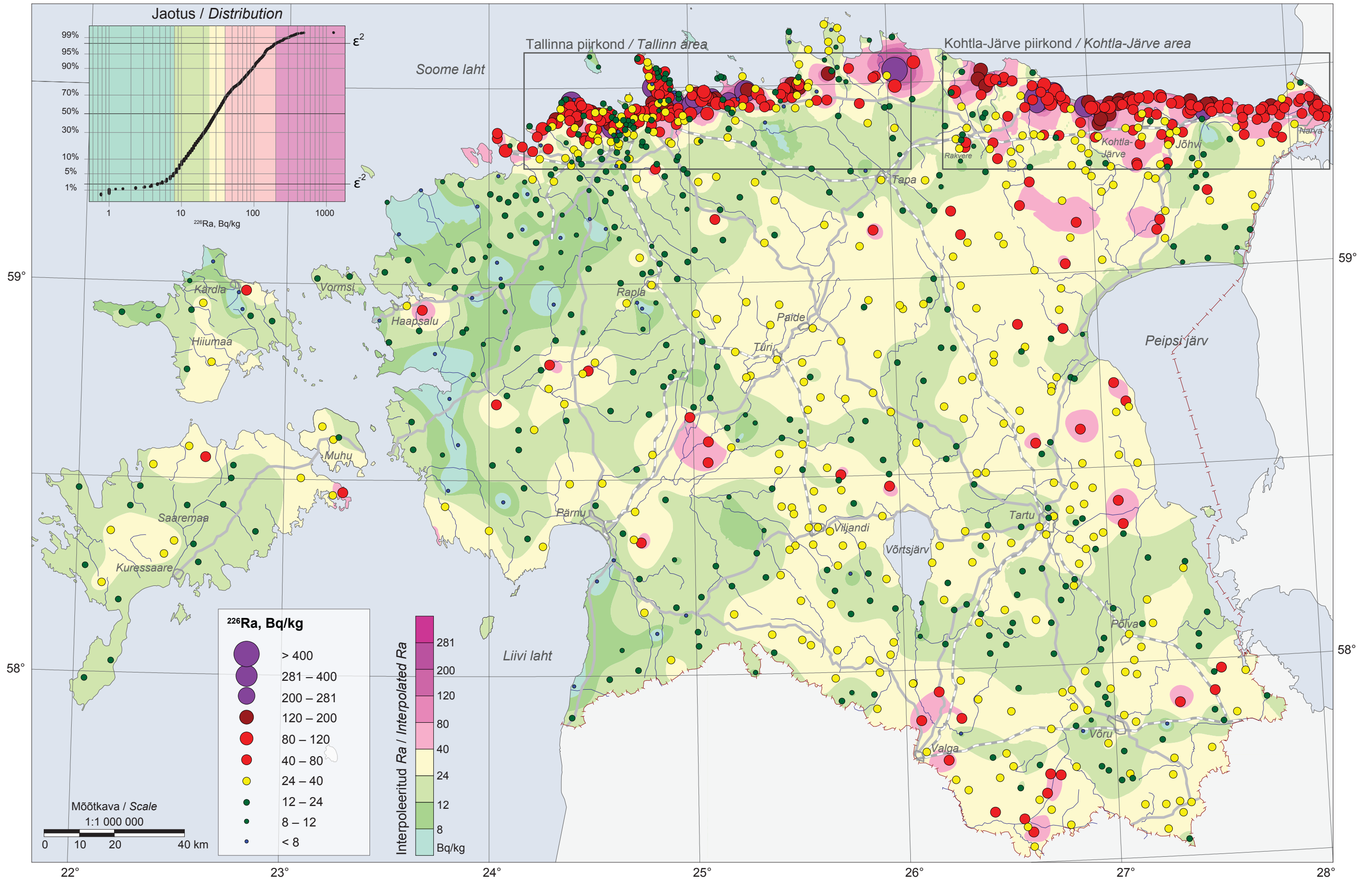


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 7.3 ²²⁶Ra-sisaldus pinnases (Bq/kg)
 Map 7.3 ²²⁶Ra content in soil (Bq/kg)

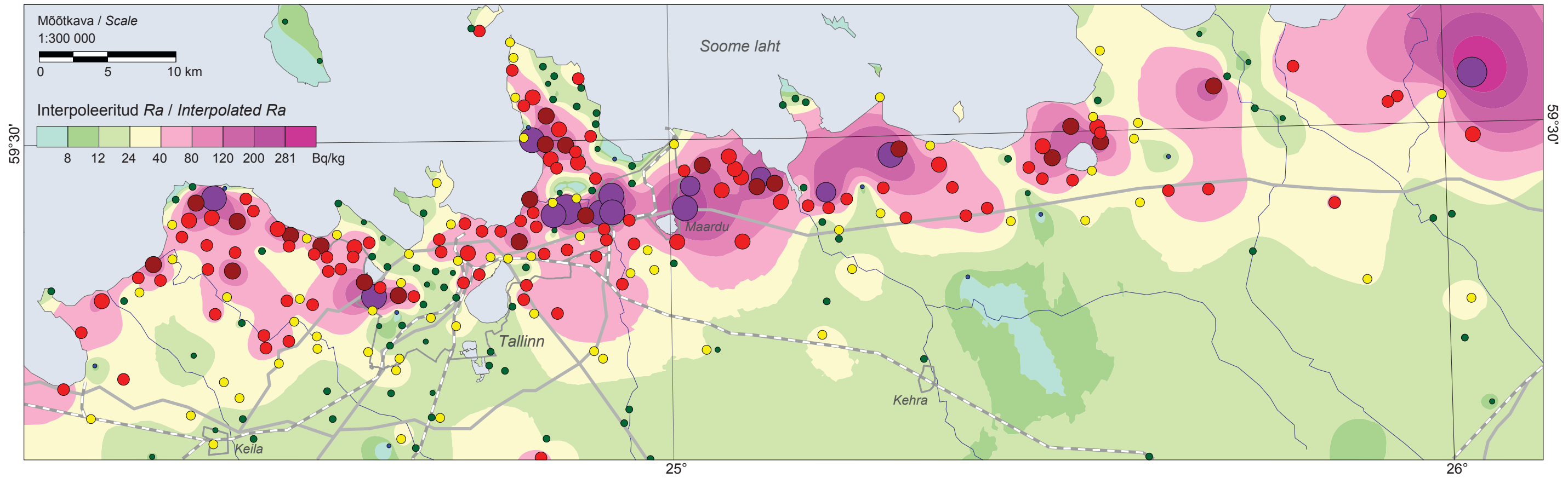
Eesti pinnase looduskiirguse kaart
 Natural radiation map of Estonia



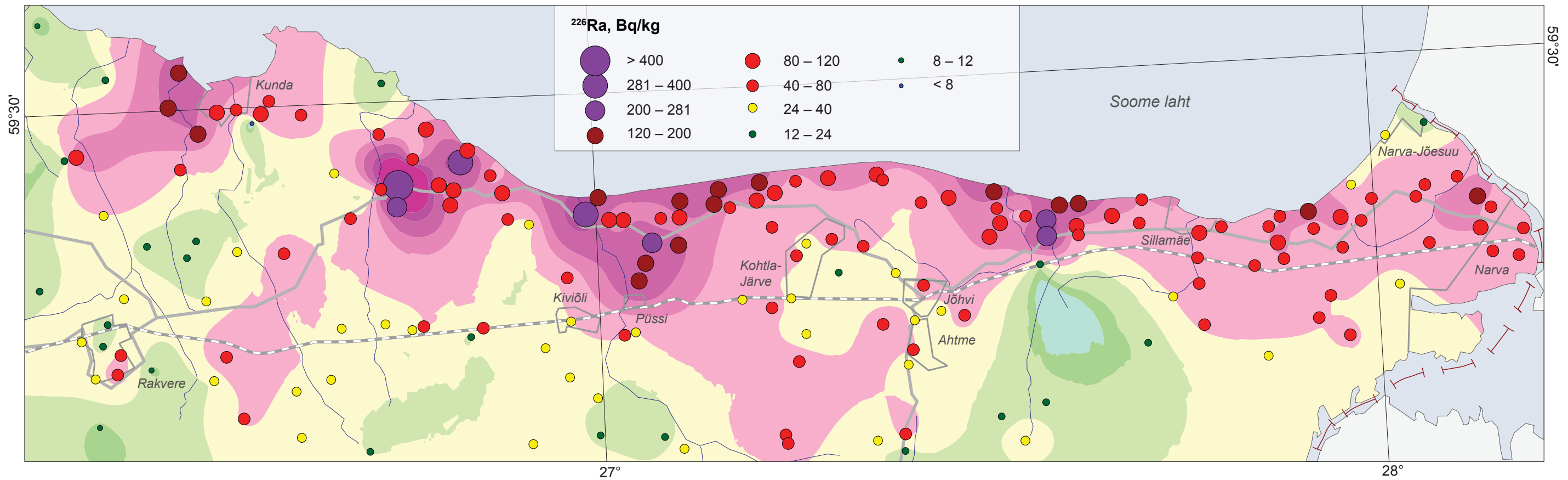
Kaart 7.3.1 ²²⁶Ra-sisaldus pinnases (Bq/kg)
Map 7.3.1 ²²⁶Ra content in soil (Bq/kg)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase looduskiirguse kaart
Natural radiation map of Estonia

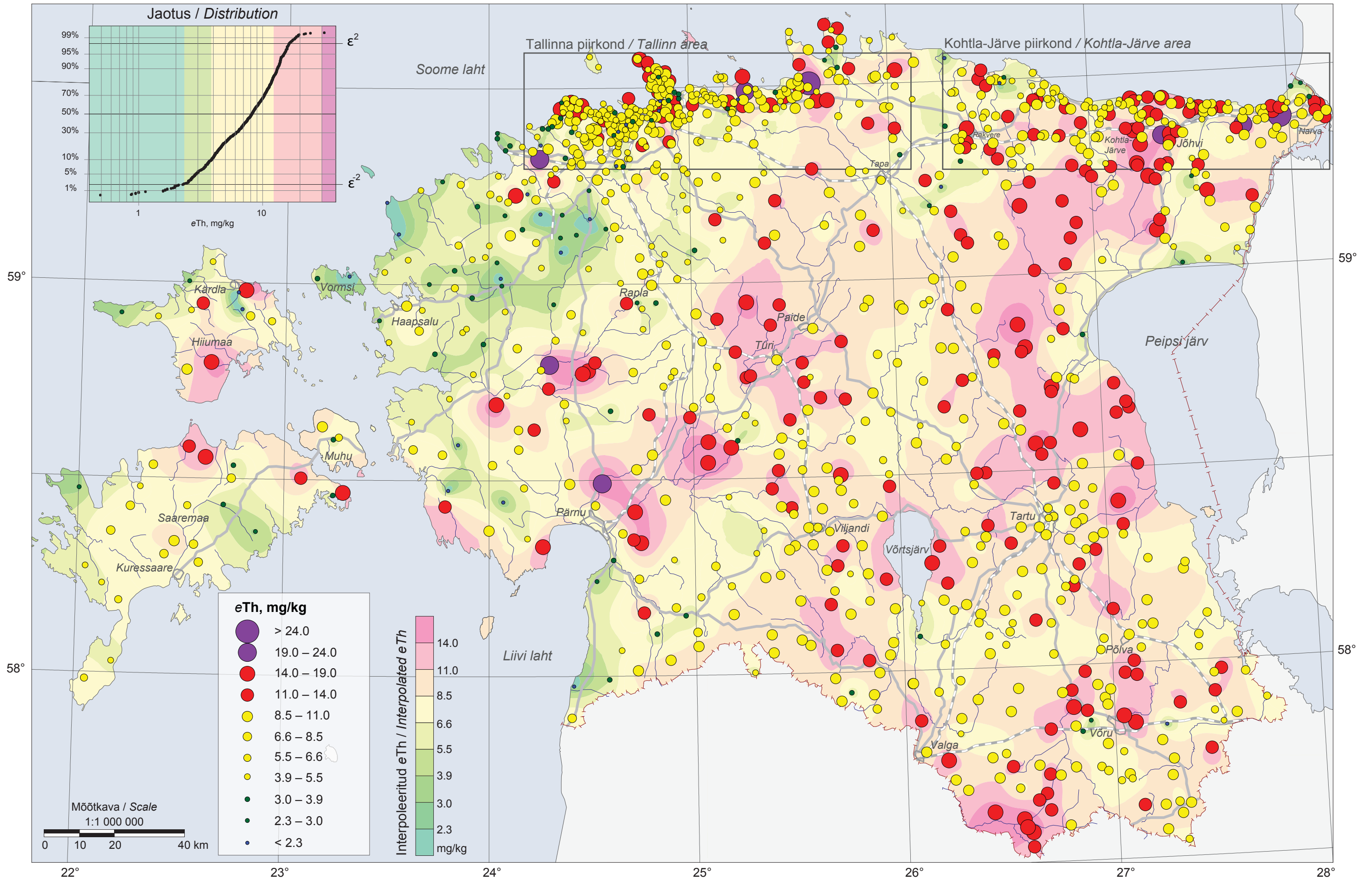


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 7.4 eTh-sisaldus pinnases (mg/kg)
Map 7.4 eTh content in soil (mg/kg)

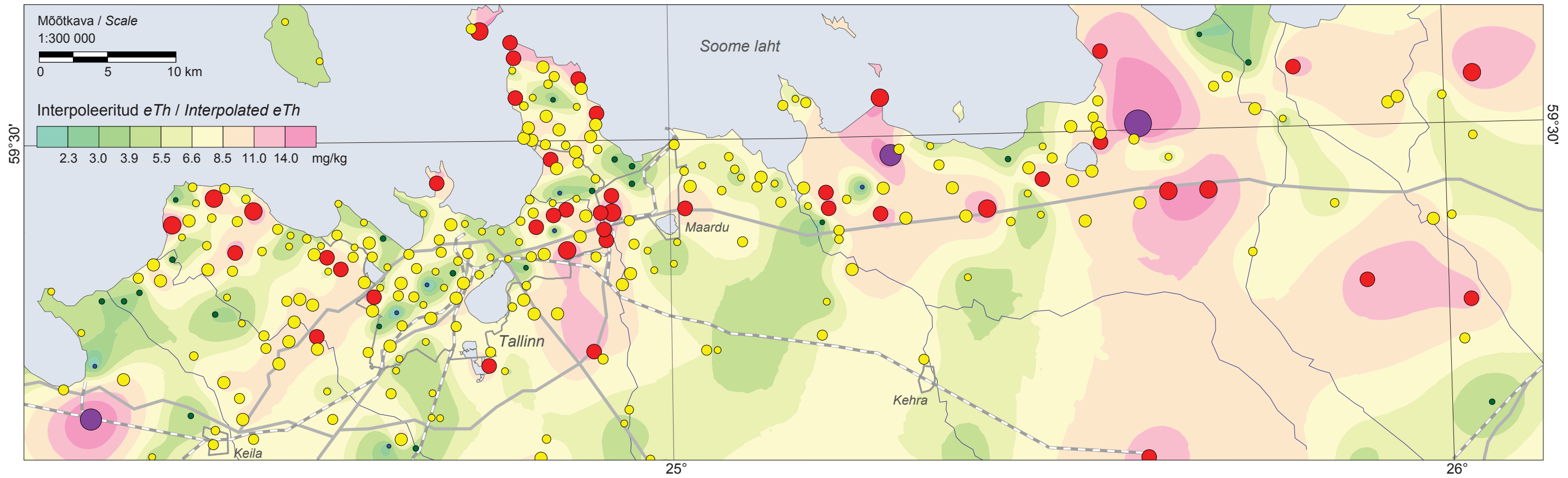
Eesti pinnase looduskiirguse kaart
Natural radiation map of Estonia



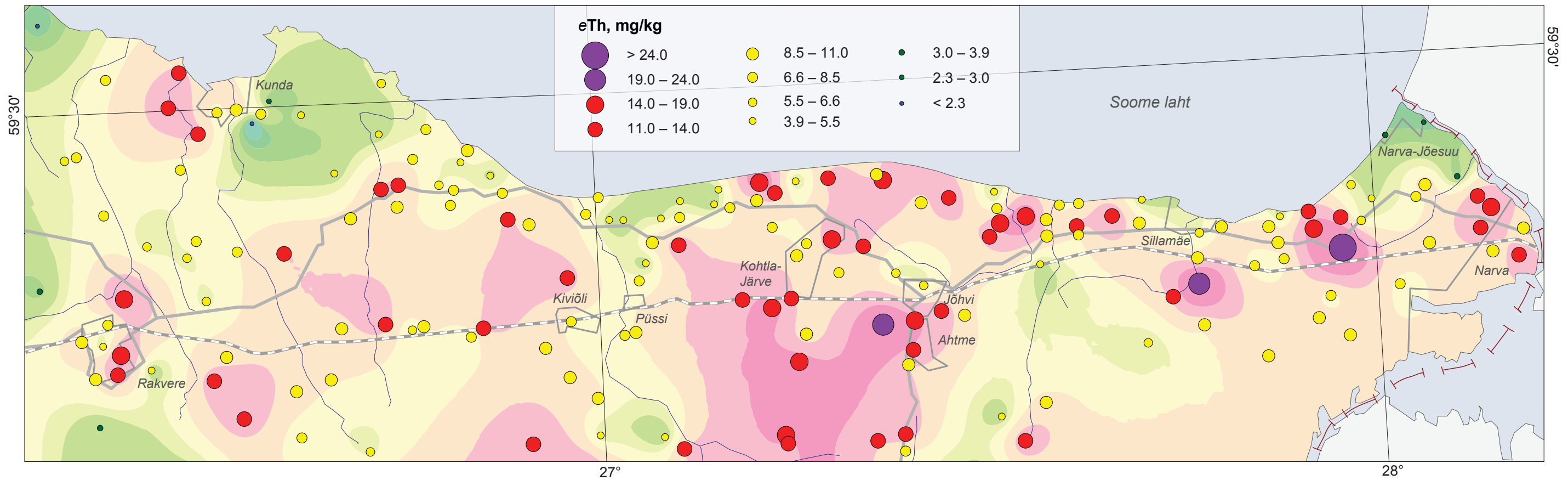
Kaart 7.4.1 eTh-sisaldus pinnases (mg/kg)
 Map 7.4.1 eTh content in soil (mg/kg)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase looduskiirguse kaart
 Natural radiation map of Estonia

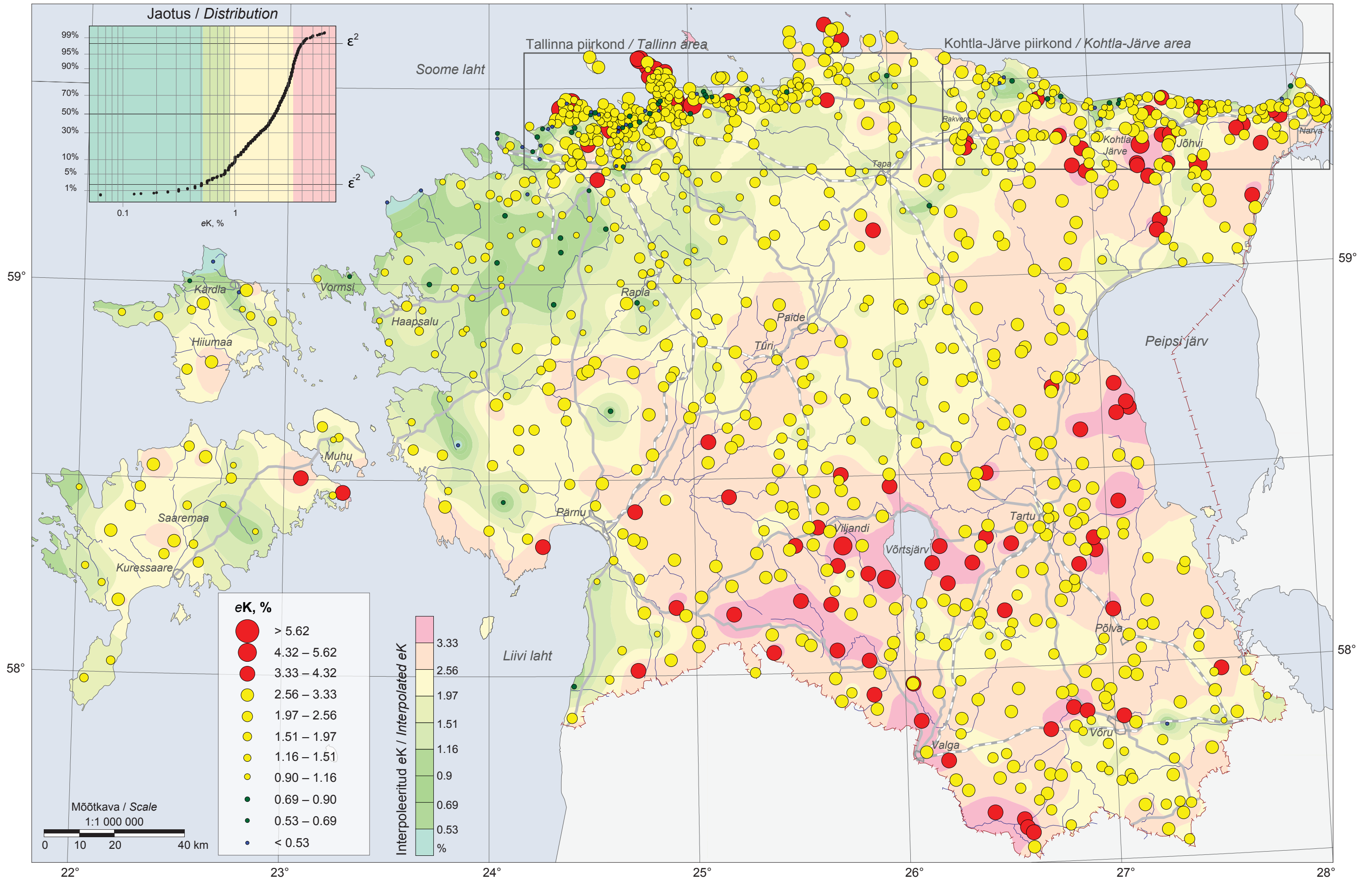


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 7.5 eK-sisaldus pinnases (%)
Map 7.5 eK content in soil (%)

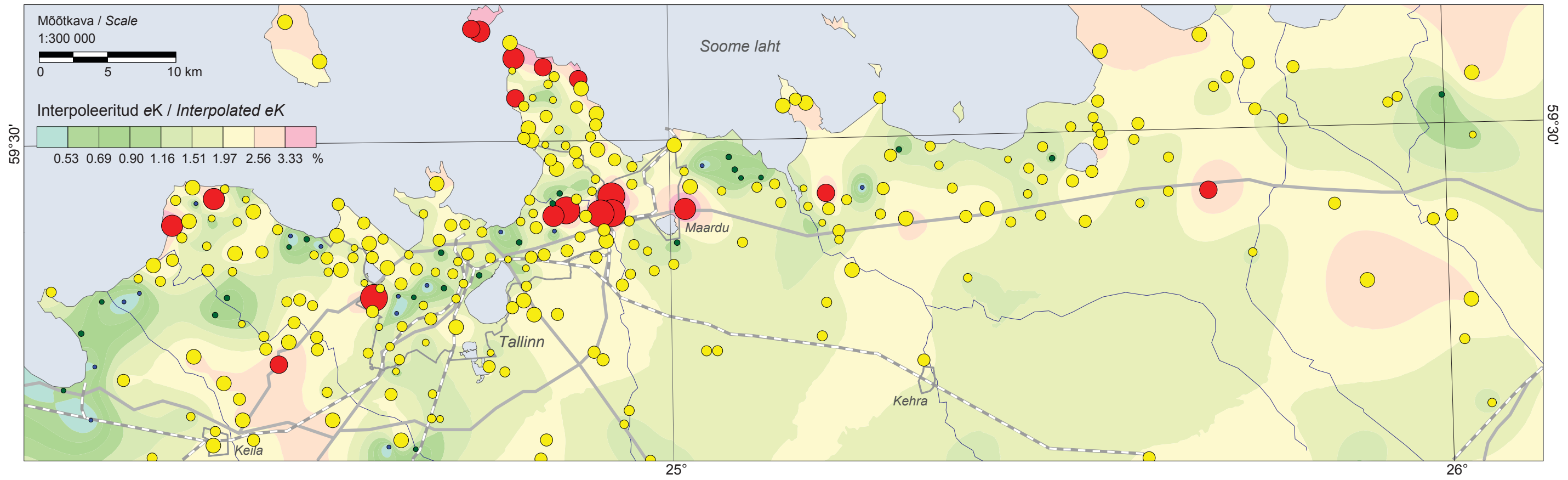
Uuringupunktide asukoha kaart
Map of study point locations



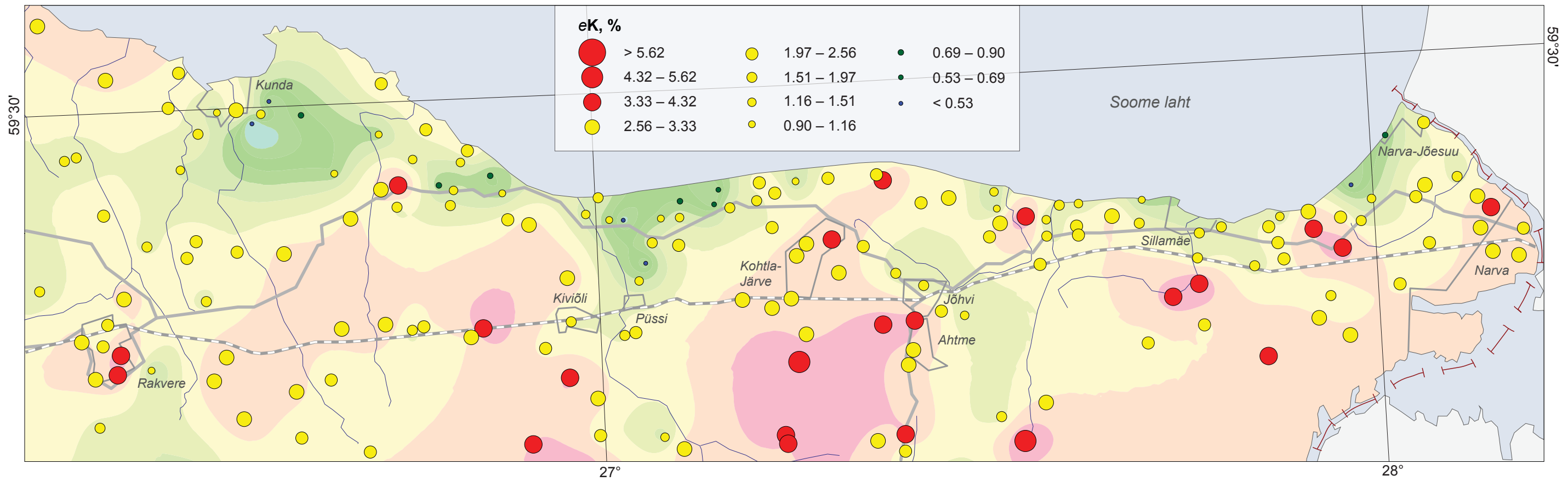
Kaart 7.5.1 eK-sisaldus pinnases (%)
Map 7.5.1 eK content in soil (%)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase looduskiirguse kaart
Natural radiation map of Estonia

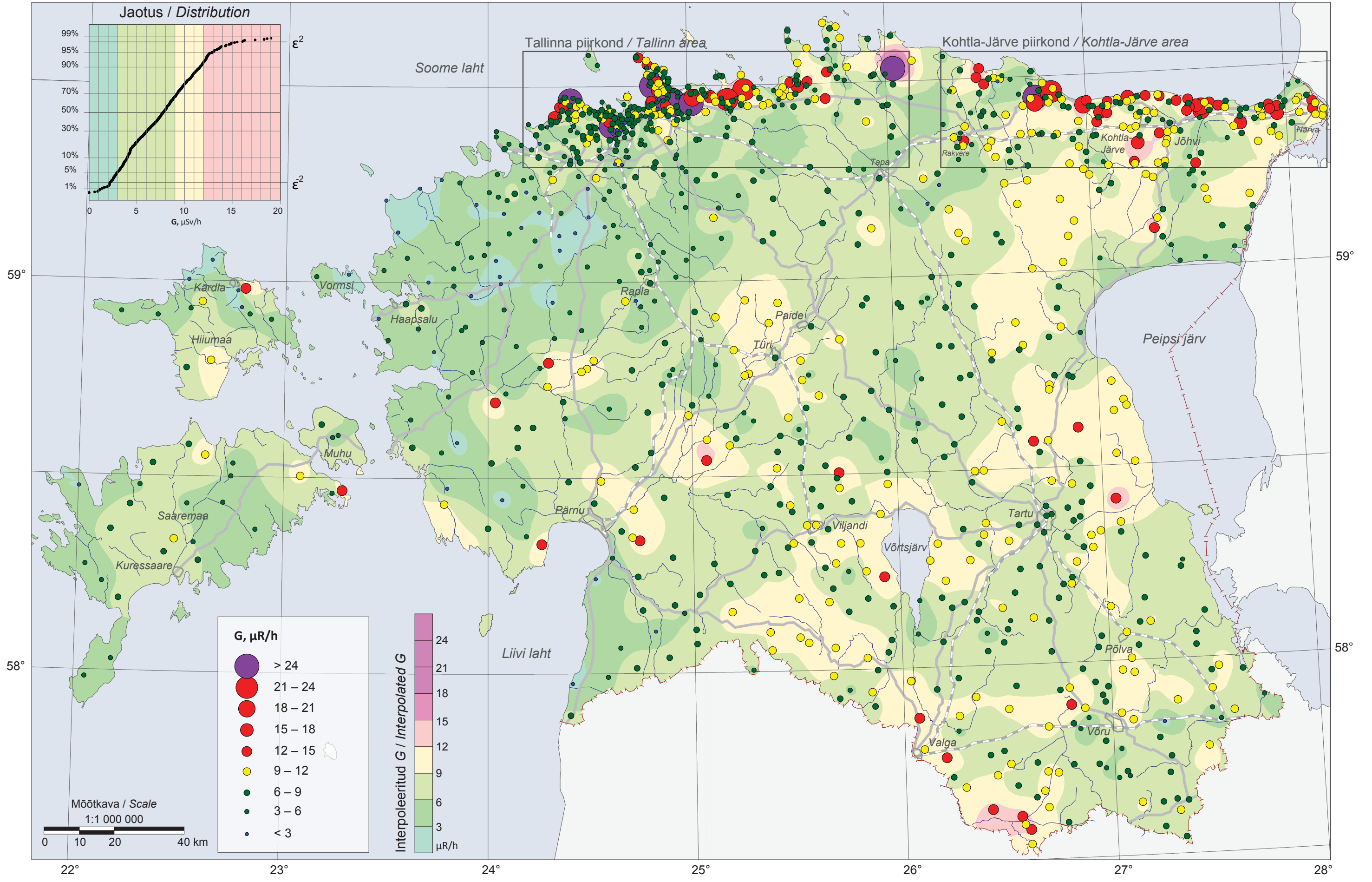


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 7.6 Pinnase gammakiirgus (G, $\mu\text{R/h}$)
Map 7.6 Gamma radiation of soil (G, $\mu\text{R/h}$)

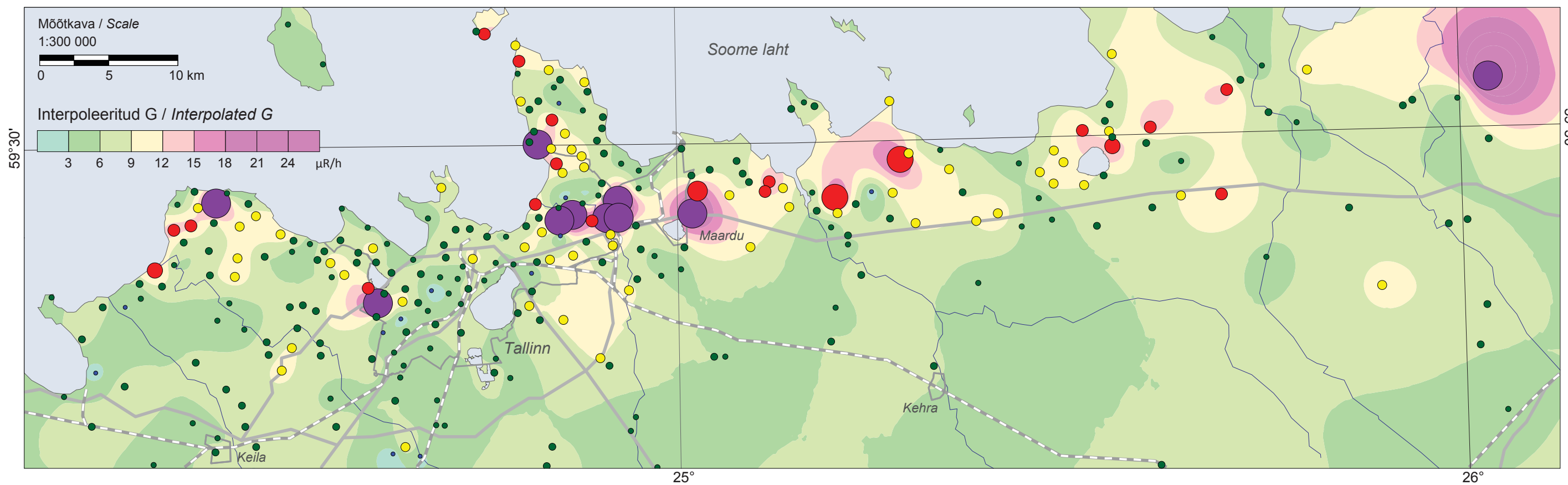
Eesti pinnase looduskiirguse kaart
Natural radiation map of Estonia



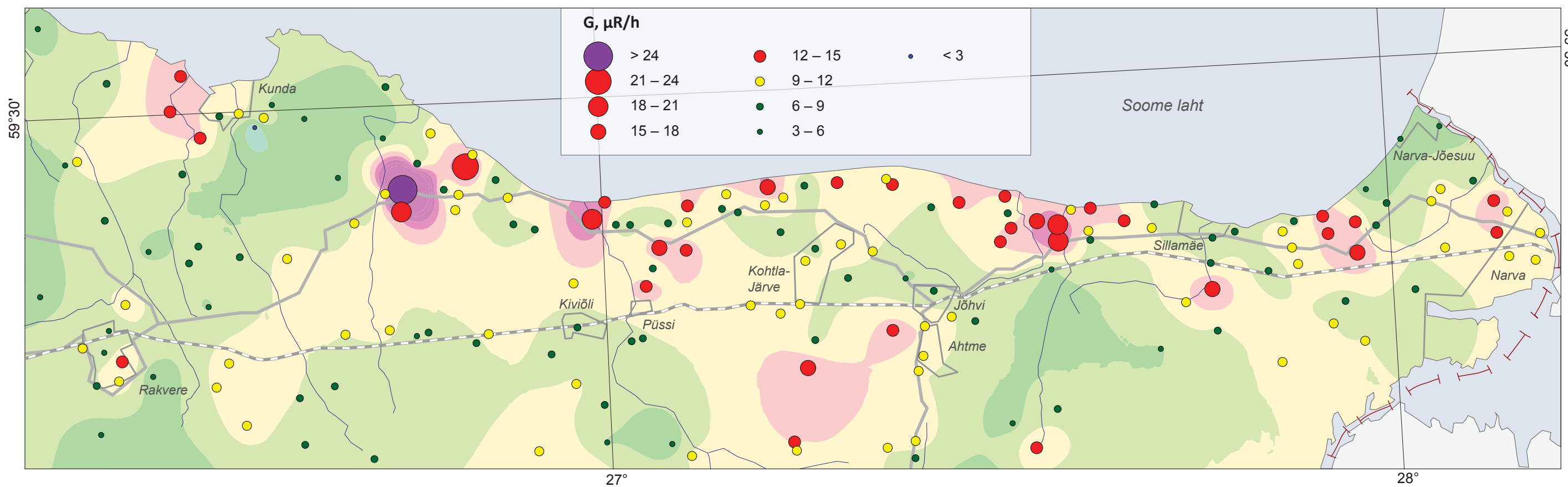
Kaart 7.6.1 Pinnase gammakiirgus (G, $\mu\text{R/h}$)
 Map 7.6.1 Gamma radiation of soil (G, $\mu\text{R/h}$)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Eesti pinnase looduskiirguse kaart
 Natural radiation map of Estonia



Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



8. Radoon majade siseõhus

8.1 Suunavad märkmed

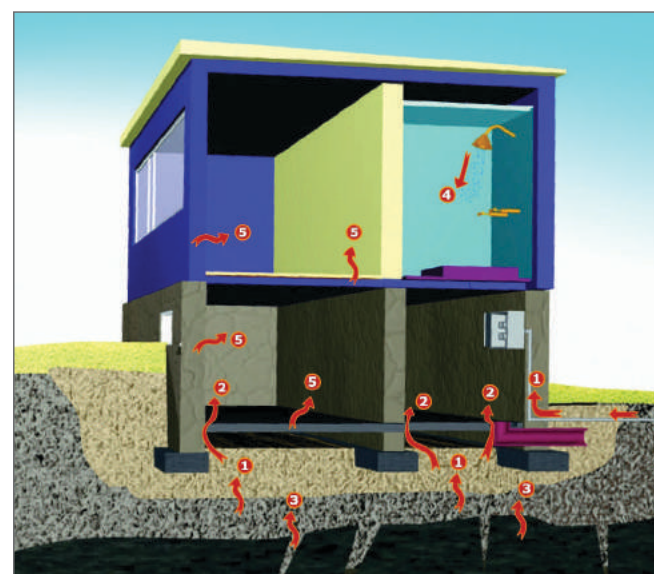
Euroopa riikide eluruumide geomeetriline keskmine Rn-sisaldus varieerub riikide lõikes valdavalt 30–60 Bq/m³ piirides, on väikseim (14 Bq/m³) Suurbritannias ning kõrgeim (84 Bq/m³) Soomes (WHO 2009).

WHO (2009) teadlased on jõudnud järeldusele, et põhjendatud eluruumide õhu Rn sisalduse piiriks, millest algab oluline mõju tervisele, on 100 Bq/m³. Sellest tulenevalt võiks Rn-sisaldus elu- ja olmeruumide õhus jääda alla 100 Bq/m³ piiri. Kui Rn-sisaldus ületab ruumi siseõhus 300 Bq/m³ viitetaset, on tegemist juba kõrge Rn-riskiga, mille puhul tuleks võtta tarvitusele vastavad meetmed. Veel juhib WHO tähelepanu tõsiolule, et mida madalam on Rn-sisaldus ruumide õhus, seda parem. On soovitatav nende arusaamadega nõustuda ja neid jälgida. Rn-riski järjest detailiseerivad uuringud täiendavad aeg-ajalt Rn poolt inimesele tervist kahjustavate ilmingute nimistut. Nii on selgunud, et lisaks kopsuvähi põhjustamisele soosib kõrgendatud ja kõrge Rn-sisaldus luukoe hõrenemist, valgeveresust jt inimese tervisele negatiivselt mõjuvaid nähteid (Lauren *et al.* 2016; Kreuzer *et al.* 2016).

Rn pääseb majade siseõhku peamiselt majadealusest ja ümbritsevast pinnasest (Joonis 8.1²⁴), kuid vähesel määral ka majas tarbitavast põhjaveest. Täiendav Rn võib pärineda samuti kasutatud ehitusmaterjalidest, kui nendes on kõrgendatud või kõrge eU-sisaldus (> 2–3 mg/kg), ning lisaks eriti kõrge Rn-riski aladel maja ümbritsevast välisõhust, kus Rn-sisaldus võib ületada isegi 100 Bq/m³ (Petersell jt 2015).

Ruumidesse pääseva radooni sisaldus on ruumide õhus väga varieeruv. Sellest annab ettekujutuse joonis 8.2. Eelkõige sõltub sisalduse varieeruvus ruumide ventilatsiooni iseärasustest ja tõenäoliselt atmosfääri õhurõhust. Looduslikes tingimustes toimub üldjuhul sooja õhu liikumine kõrgemale ja selle asendumine maapinna/põrandalähedase külmema, kuid samas ka Rn-rikkama õhuga. See on üks olulisimaid Rn pääsu viise ruumide siseõhku. Lisaks tuleb ka arvestada, et Rn-sisaldus erineb ruumide õhus periooditi. Kütteperioodil (perioodidel), kui ruumide õhutamine on suveperioodiga võrreldes tagasihoidlikum, kujuneb kõrgem Rn-sisaldus.

Eestis alustati majade siseõhu Rn-sisalduse uuringuid möödunud sajandi üheksakümnendatel aastatel (Jõgioja *et al.* 1990, Наймов и др. 1993). Alates 1993. a hakkas neid uuringuid laiendama ja süsteemselt teostama Eesti Kiirguskeskus (praegune Keskkonnaameti kiirgusosakond) koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudiga (Pahapill *et al.* 2000). 2002. a ühines uuringutega Eesti Geoloogiakeskus.



Joonis 8.1. Põhimõtteline skeem: radooni sissepääsuteed hoone siseõhku (Kiirguskeskuse 2006. a infolehest). 1 ja 2 – majaalusest pinnasest pärinev Rn; 3 – süvapäritoluga Rn; 4 ja 5 – ehitusmaterjalidest pärinev Rn.

Figure 8.1. Scheme of Rn migration into in-door air (Estonian Radiation Protection Centre factsheet 2006). 1 and 2 – Rn from the soil under the house; 3 – Rn with deep origin; 4 and 5 – Rn from building materials.

8.2 Ruumide siseõhu Rn-sisalduse mõõtmise meetodikast

Rn-sisalduse mõõtmiseks ruumide siseõhus kasutatakse erinevaid meetodeid (Clavensjö, Åkerblom 1994; Radoonihutu... 2017), millest Eestis on valdavalt kasutatud integreeritud mõõtmist α tundlike detektorite abil. Meetod on põhimõtteliselt lihtne. Detektorit läbivas õhus tekivad Rn aatomite lagunemisel α osakesed, mis jätavad jälje detektorite sisemusse paigaldatud α tundlikule materjalile. Keemilise töötlemise tulemusel muutuvad jäljed nähtavaks ja neid loendatakse mikroskoobist ja vastavast arvutiprogrammist koosneva süsteemi abil.

Joonisel 8.2 on näha, et Rn sisaldus ruumide õhus on kiiresti muutuv ja sageli laiades piirides. See on põhjuseks, miks esindusliku keskmise ruumi õhu Rn-sisalduse saamiseks peab mõõtmisperiood olema võimalikult pikk. Mida pikem on periood, seda tõepärasem on saadud aasta keskmine

8. Indoor radon

8.1 Guiding lines

Geometric average of Rn concentration in living quarters in European countries varies mainly within 30–60 Bq/m³, the minimum is found in Great Britain (14 Bq/m³), and the maximum (84 Bq/m³) in Finland (WHO 2009).

Scientists of WHO (2009) have concluded that 100 Bq/m³ is the justified threshold for Rn concentration in indoor air of dwellings from which an essential impact on health can be expected. Thus, Rn concentration in indoor air of accommodations could preferably remain below 100 Bq/m³. If Rn concentration in indoor air exceeds 300 Bq/m³ reference level, Rn risk is already high, when corresponding measures should be undertaken. WHO also points out the fact that the lower the Rn concentration in indoor air is, the better. It is recommended to agree with these arguments and to follow them. Increasingly detailed studies on Rn risk complement the list of phenomena harmful for human health. For instance, it has been found out that in addition to being a cause for lung cancer, elevated and high Rn concentration favours thinning of bone tissue, leukemia and other manifestations having a negative effect on human health (Lauren *et al.* 2016; Kreuzer *et al.* 2016).

Rn enters indoor air mainly from soil under and around houses (Figure 8.1²⁴), but also to a small extent from groundwater consumed in a house. Additional Rn can be originated from used building materials, if they have elevated or high eU concentration (> 2–3 mg/kg), or in areas of very high Rn risk also from air outside a house, where Rn concentration may exceed even 100 Bq/m³ (Petersell *et al.* 2015).

The concentration of radon entering in rooms varies considerably in indoor air. This is illustrated by Figure 8.2. First of all, variation of concentration depends on features of room ventilation and likely on air pressure in the atmosphere. In natural circumstances, warm air moves generally higher and is replaced by colder air at ground surface or near the floor. This air is also richer in Rn. This is one of the most essential ways how Rn enters indoor air. It needs to be taken into account that Rn concentration varies periodically in indoor air. During the heating period(s) rooms are typically being aired less than during the summer period without heating. Thus, higher Rn concentration develops in the rooms.

Studies on indoor air Rn concentration were initiated in Estonia during the 1990s (Jõgioja *et al.* 1990, Наймов и др. 1993). Starting from 1993 these studies were widened and made systematically by the Estonian Radiation Protection Centre (current Radiation Department of the

Estonian Environmental Board) in co-operation with the Swedish Radiation Protection Institute (Pahapill *et al.* 2000). Geological Survey of Estonia joined the research in 2002.

8.2 Methodology of measuring Rn concentration in indoor air

Different methods have been and are used in measuring indoor Rn concentration (Clavensjö, Åkerblom 1994; Radoonihutu... 2017). Integrated measurements with α sensitive detectors have been predominant in Estonia. The method principle is simple. α particles are created in air going through the detectors during the decay of Rn atoms. They leave a mark on the α sensitive material inside the detector. The marks become visible in chemical treatment and they are counted with a system containing a microscope and a respective computer software.

It can be seen in Figure 8.2 that Rn concentration in indoor air is quickly changeable and varies often considerably. This is the reason why the measuring period has to be as long as possible in order to gain a representative average on Rn concentration in indoor air. The longer the period is, the more real yearly average of the concentration is received. This is also the reason why the measuring period lasts normally 2–4 months. In general there is a linear relationship between the marks formed on the α -sensitive material during the decay of Rn and the Rn concentration in indoor air. The software output is the average Rn concentration in the indoor air during the measuring period on the basis of the number of marks per a time period.

Rn concentration in indoor air in Estonia has not been studied in a systematic manner. Initial background concentration was found out by state order, as a result of conducting measurements in ground floor rooms of 1074 private residences and flats (Pahapill *et al.* 2003). These points form a sparse network over the Estonian territory. State-level financing was stopped at a later phase. Determination of indoor air Rn concentration in dwellings, child care institutions and household rooms was continued by the Estonian Radiation Protection Centre by order. Detectors sensitive for α radiation were placed in hermetically sealed plastic bags and posted together with installation instructions to customers. After a recommended time period had passed, the customer returned the detector(s) in plastic bag by post.

²⁴ Kiirguskeskuse (aastast 2009 Keskkonnaameti kiirgusosakond) 2006. a infolehest.

²⁴ From an information leaflet by Estonian Radiation Protecting Centre (from 2009 the Radiation Department of the Estonian Environmental Board) in 2006.

sisaldus Siit ka põhjus, miks mõõtmisperiood kestab tavaliselt 2 kuni 4 kuud. α -tundlikule materjalile Rn lagunemisel tekkinud jälgedele ja Rn-sisalduse vahel ruumi õhus on üldjuhul lineaarne seos ning tulenevalt jälgedele arvust ajaperioodi kohta saadakse ruumi õhu mõõteperioodi keskmine Rn-sisaldus.

Eestis on Rn-sisaldust majade siseõhus selgitatud projektipõhiselt. Esialgne fooniline sisaldus selgitati riikliku tellimusega 1074 individuaalmaja ja kortermajade esimese korruse ruumides teostatud mõõtmiste tulemusel (Pahapill *et al.* 2003). Need punktid paiknevad hõreda võrguna üle Eesti territooriumi. Hilisemal perioodil jätkas Kiirguskeskus Rn-sisalduse määramist eluruumide, lasteasutuste jt olmehoonete ruumide õhus tellimustöödena. Mõõtmiseks kasutati α -tundlikke detektoreid, mida saadeti tellijale hermeetilisse kilekotti pakituna koos paigaldamise juhendiga. Vajaliku aja möödudes tagastati tellija detektorid(d) posti teel samasse kilekotti tagasi pakituna.

Lisaks kiirguskeskuse tegevusele mõõtis EGK pärast pinnase Rn-riski kaardi koostamist (Petersell jt 2004) riikliku tellimusega Rn-sisaldust 1030 Kesk- ja Põhja Eesti eluruumi õhus. Kasutati samu α -tundlikke detektoreid, mille tulemused dešifreeris Kiirguskeskuse labor.

Eesti ruumide õhus on Rn-sisalduse mõõtmiseks kasutatud erinevaid α -tundlikke detektoreid, mille töökindlust kontrolliti pisteliselt Eesti Kiirguskeskuse spetsialiseeritud laboris. Eramutes on Rn-sisaldus reeglina mõõdetud detektoritega kahes ruumis: elu- ja magamistoas, harvem ainult ühes ruumis ja keldris. Korrusmajades on Rn-sisaldus sageli mõõdetud mitmes esimese korruse korteris. Ka lasteaedades, koolides ja olmehoonetes on Rn-sisaldus mõõdetud erinevas

arvus ruumides, valdavalt 2 kuni 5. Käesolevas atlas esitatud statistilises infos (Tabelid 8.1 ja 8.2) ja Rn-sisaldust elu- ja magamistubade õhus iseloomustavatel kaartidel (8.1 ja 8.2) on kasutatud ainult objekti maksimaalse Rn-sisaldusega ruumi andmeid, kuna ruumide keskmine sisaldus võib jääda suhteliselt madalaks varjates probleemi olemasolu.

8.3 Radooni levik ruumide siseõhus

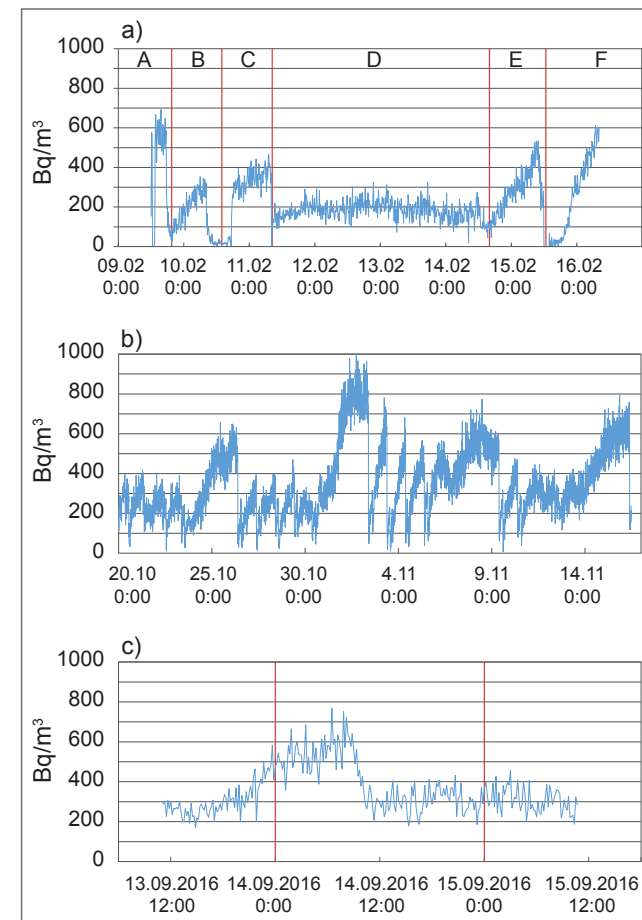
Ajavahemikus 1994 kuni 2012 on Eestis mõõdetud Rn-sisaldust ligi 5500 erineva otstarbega ruumi õhus, millest käesolevas atlas esitatud 5072 tulemust (Tabel 8.1). Nendest tulemustest moodustavad vastavalt 2702 ja 1940 individuaalelamute või korrusmajade esimese korruse korterite elu- ja magamistoa mõõtmise info ja need tulemused on kajastatud kaartidel 8.1 ja 8.2.

Elutubade ja magamistubade õhu Rn-sisalduse jaotuse regionaalset eripära iseloomustavad mainitud kaartid 8.1 ja 8.2. Mõlemal lehel on jälgitav mõõtmistulemuste ebahütlane jaotus. Eralduvad suured alad, kus mõõtmistulemused puuduvad. Samas on alad, kus mõõtmistulemused on tihendatud. Viimased on jälgitavad esmajärjekorras Põhja-Eesti klindivööndis, samuti Tartu, Viljandi ja Rapla piirkonnas.

Siseruumide õhus ületab Rn-sisaldus 16% ruumides viitetaset (300 Bq/m³) (Tabel 8.2). Rn-sisaldus varieerub elu- ja magamistoa õhus väga ulatuslikes vahemikes, ületades vastavalt 17,4% ja 13,9% puhul viitetaseme (300 Bq/m³). Ligi 2,7% elu- ja 1,8 % mõõdetud magamistubades ületab Rn

Tabel 8.1. Rn-sisaldus erineva otstarbega ruumide siseõhus, Bq/m³
Table 8.1. Rn concentration in indoor air of rooms with different uses, Bq/m³

Ruumi nimetus Type of room	Mõõtmiste arv Nr. of measurements	Rn-sisaldus, Bq/m ³ Rn concentration, Bq/m ³					
		x_{\min}	x_{\max}	x_a	s	x_g	s_g
Elutoad Living rooms	2702	2	15524	223	570	116	2.85
Magamistoad Bedrooms	1940	2	26479	201	794	96	2.87
Lasteaiad Kindergartens	239	10	1833	166	195	107	2.54
Koolid Schools	102	21	1312	219	239	137	2.68
Olmeruumid Service premises	89	10	3000	303	501	154	3.01
Kõik ruumid All rooms	5072	2	26479	213	650	108	2.80



Joonis 8.2. Rn-sisalduse variatsioonid ruumide siseõhus (Atmos 12DPX); a) koolimaja lubjakivi-platool (A–F – hoone erinevad ruumid; RnG – 9–21 kBq/m³, RnM – 12–98 kBq/m³); ruumid Harku ürgoru piires (RnG – 42–54 kBq/m³, RnM – 4–100 kBq/m³); b) tööruum, c) suletud mittekasutatav ruum.

Figure 8.2. Variation of the Rn-content in indoor air (Atmos 12DPX); a) school building on limestone plateau (A–F – different rooms; RnG – 9–21 kBq/m³, RnM – 12–98 kBq/m³); rooms within the Harku buried valley (RnG – 42–54 kBq/m³, RnM – 4–100 kBq/m³); b) workroom & c) closed unused room.

In addition to the activities by the Estonian Radiation Protection Centre, after the compilation of the soil Rn risk map (Petersell *et al.* 2004) the Geological Survey of Estonia measured the Rn concentration in indoor air of 1030 dwellings in central and north Estonia by state order. Similar α -sensitive detectors were used and their results were decoded by the laboratory of the Radiation Protection Centre.

Various α -sensitive detectors have been used for measuring Rn concentration in indoor air in Estonia. Their reliability was subject to random checks in the special laboratory of the Estonian Radiation Protection Centre. As a rule, Rn concentration in detached houses has been measured in

two rooms: the living room and the bedroom – less often in only one room – and also in the cellar. Rn concentration in apartment houses has often been measured in several ground floor apartments. Rn concentration has been measured in a varying number of rooms, mainly from two to five, also in kindergartens, schools and household rooms. Only the data from the room with maximum Rn concentration has been used in statistical information of this atlas (Tables 8.1 and 8.2) and on the maps illustrating Rn concentration in indoor air of living rooms and bedrooms (8.1 and 8.2) because the average concentration of the rooms may remain relatively low and conceal the existence of a problem.

8.3 Distribution of radon in indoor air

Rn concentration has been measured in indoor air of about 5500 buildings with different uses in 1994–2012. Of these, 5072 results have been used in this atlas (Table 8.1). Information has been gained on 2702 measurements in ground floor living rooms of detached houses or apartments and 1940 measurements in bedrooms, respectively. These results are presented on the maps 8.1 and 8.2.

Regional characteristics of Rn concentration in indoor air of living rooms and bedrooms are illustrated on the mentioned maps 8.1 and 8.2. Uneven distribution of measuring results can be followed on both maps. There are large areas without any measuring results. At the same time, there are areas dense with measuring results. The latter can be found principally in the north Estonian klint zone, as well as in the region of Tartu, Viljandi and Rapla.

Rn concentration in indoor air exceeds the reference level (300 Bq/m³) in 16% of the rooms (Table 8.2). Rn concentration in indoor air of living rooms and bedrooms varies considerably. It exceeds the reference level level (300 Bq/m³) in 17.4% ja 13.9% of the cases, respectively. In about 2.7% of living rooms and 1.8 % of bedrooms Rn concentration exceeds 1000 Bq/m³, in single cases even 10000 Bq/m³. All these very high Rn concentrations occur in houses that are located on soil rich in graptolite argillite or on (buried) outcrops of graptolite argillite. Rn concentration does not exceed 800 Bq/m³ in indoor air of living rooms or bedrooms in houses located to the south of the north Estonian klint zone. In addition to the klint zone, concentrations of 300–800 Bq/m³ occur sporadically over the whole territory, although somewhat more often in the regions of Tartu, Viljandi, Tamsalu and Rapla.

Also the Rn concentration in indoor air of service premises of kindergartens, schools and other institutions follows the same rules (Table 8.2).

sisaldus 1000 Bq/m³ ning üksikjuhtudel isegi 10000 Bq/m³ piiri. Kõik need eriti kõrgeid Rn sisaldused esinevad majades, mis paiknevad graptoliitargilliidi-rikkal pinnasel või selle avamusaladel. Lõuna pool Põhja-Eesti klindivööndit paiknevate elu- ja magamistubade siseõhus ei ületa Rn-sisaldus 800 Bq/m³ piiri. Lisaks klindivööndile esinevad sisaldused 300 kuni 800 Bq/m³ hajutatult kogu territooriumil, kuid mõneti sagedamini Tartu, Viljandi, Tamsalu ja Rapla piirkonnas.

Ka lasteaedade, koolide ja teiste asutuste olmeruumide siseõhu Rn-sisaldus jälgib samu seaduspärasusi (Tabel 8.2).

Maakondade lõikes eristuvad kõrge keskmise pinnaseõhu Rn-sisalduse järgi Ida- ja Lääne-Virumaa. Nendele järgnevad Järva-, Viljandi- ja Tartumaa (Tabel 8.3). Pinnaseõhu madal Rn-sisaldus on iseloomulik Lääne-, Hiiu- ja Pärnumaale (Tabel 8.3). Ka eluruumide siseõhu Rn keskmise sisalduse järgi reastuvad maakonnad väikeste erinevustega samas järjekorras. Need erinevused on tõenäoliselt seotud mõõtepunktide väga erineva tihedusega, ehitiste erinevuste ja eritasemeliste Rn-ohu minimeerivate meetmete kasutusega.

Maakondade elu- ja magamistubade siseõhu Rn aritmeetiliste ja geomeetriliste keskmiste keskmise²⁵ sisaldus on vastavalt 213 ja 80 Bq/m³ (Tabel 8.4).

Tabelist 8.2 on jälgitav, et WHO soovituslikku (100 Bq/m³) ja Eestis kehtestatud (300 Bq/m³) viitetasemete vahemikku jääb ligi 1/3 (35,3%) mõõdetud Rn-sisaldusega ruumidest.

Sama hoone erinevate ruumide Rn-sisalduse tase võib olla väga erinev. Nii erineb näiteks joonisel 8.2 toodud graafikul

(a) Rn-tase kooliruumide õhus kuni 3 korda. Selliseid kontrastseid erinevusi esineb samuti kortermajade esimese korruse korterite lõikes, lasteaedade erinevate ruumide vahel jne. Selliste Rn-sisalduste kontrastsete erinevuste põhjused pole üheselt tõlgendatavad. Ühelt poolt võivad need olla seotud ehitise defektidega, teisalt väga heterogeense Rn-sisaldusega pinnaseõhus. Näiteks Tabasalu piirkonnas lubjakiviplateole rajatud maja ühe ruumi Rn-sisaldus ületas 400 Bq/m³, samas kui teistes ruumides jäi Rn-sisaldus alla 100 Bq/m³. Uuringud näitasid, et vaatamata foonilise eU-sisaldusega 1–2 m paksusele maaalusele pinnasele paikneb ruum alal, kus graptoliitargilliidis tekkiv Rn migreerub pinnaseõhku lubjakive läbiva lõhe kaudu.

Põhja-Eestis ületab Rn-sisaldus õhus põhjaveehaarde veetöötusjaama kolmest ruumist kahes 500 Bq/m³ piiri ja ulatub 1550 Bq/m³. See viitab sellele, et täiendav Rn eraldub põhjaveest. Saaremaal Sõrve poolsaarel ületab Rn-sisaldus eluruumi õhus 500 Bq/m³ piiri, samal ajal kui piirkonna keskmine pinnaseõhu Rn-sisaldus jääb < 30 kBq/m³.

Atlases kasutatud 5072 ruumi siseõhu Rn-sisalduse andmetel moodustab Eesti maakondade radooni geomeetriliste keskmiste geomeetiline keskmine sisaldus 80 Bq/m³ ja vastav aritmeetiline keskmine sisaldus 213 Bq/m³. Arvutatud geomeetiline keskmine on lähedane Soome keskmisele (84 Bq/m³), kuid aritmeetiline keskmine on oluliselt suurem Soome samast näitajast (120 Bq/m³; WHO 2009). Nende arvude võrdlus näitab, et Rn-riski tasemelt jagab Euroopas Eesti Soomega esimest ja teist kohta, ainult Eestis on eriti kõrgete sisalduste protsent suurem (geomeetiline standardhälve on Eestis 2,8, Soomes – 2,1).

Tabel 8.3. Maakondade pinnaseõhu keskmine Rn-sisaldus uuringupunktides maksimaalse Rn-riski andmetel ehk max {RnM; RnG}
Table 8.3. Mean Rn concentration in soil air in study points in different counties on the basis of data on maximum Rn risk or max {RnM; RnG}

Maakond County	Mõõtmiste arv Nr. of measurements	Rn-sisaldus, Bq/m ³ Rn concentration, Bq/m ³					
		x _{min}	x _{max}	x _a	s	x _g	s _g
Harjumaa + Tallinn	341	3	2128	71.9	105	48.3	2.61
Hiiumaa	13	6	262	45.6	67.9	25.8	2.76
Ida-Virumaa	153	14	2131	116	185	79.4	2.21
Jõgevamaa	34	12	119	53.5	26.0	47.6	1.66
Järvamaa	25	13	157	60.5	32.0	53.5	1.67
Läänemaa	37	4	80	22.9	15.0	19.0	1.88
Lääne-Virumaa	93	11	1399	90.4	155	58.6	2.27
Põlvamaa	31	22	139	50.7	25.8	45.7	1.56
Pärnumaa	53	3	98	32.9	18.8	26.3	2.19
Raplamaa	42	9	85	34.6	19.4	29.8	1.75
Saaremaa	27	18	99	42.6	20.1	38.4	1.59
Tartumaa	55	10	200	59.4	41.1	49.8	1.78
Valgamaa	35	11	197	55.5	38.5	45.4	1.91
Viljandimaa	53	14	176	59.3	30.9	52.3	1.67
Võrumaa	46	1	127	55.9	31.4	45.6	2.18
Kokku Total	1038	1	2131	56.8*		41.8*	

* maakondade aritmeetiliste ja geomeetriliste keskmiste aritmeetiline ja geomeetiline keskmine.
* arithmetic and geometric means of arithmetic and geometric means of counties.

Tabel 8.2. Erinevate radoonisalduste osakaal eri tüüpi ruumide siseõhus intervallide kaupa
Table 8.2. The proportion of different radon concentrations in indoor air of different types of rooms by intervals

Sisalduse intervallid Intervals of concentrations	Elutoad Living rooms		Magamistoad Bedrooms		Lasteaiad Kindergartens		Koolid Schools		Olmeruumid Service premises		Kõik ruumid All rooms	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
< 50	497	18.4	481	24.8	43	18.0	16	15.7	10	11.2	1047	20.6
50–100	733	27.1	570	29.4	72	30.1	23	22.5	20	22.5	1418	28.0
100–200	721	26.7	465	24.0	68	28.5	27	26.5	28	31.5	1309	25.8
200–300	282	10.4	155	8.0	26	10.9	10	9.8	8	9.0	481	9.5
300–400	174	6.4	106	5.5	13	5.4	10	9.8	9	10.1	312	6.2
400–500	73	2.7	37	1.9	3	1.3	7	6.9	4	4.5	124	2.4
500–1000	149	5.5	91	4.7	13	5.4	7	6.9	4	4.5	264	5.2
1000–2000	50	1.9	26	1.3	1	0.4	2	2.0	4	4.5	83	1.6
> 2000	23	0.9	9	0.5	0	0	0	0	2	2.2	34	0.7
Kokku Total	2702	100	1940	100	239	100	102	100	89	100	5072	100

Regionally, Ida- and Lääne-Virumaa counties stand out with a high average Rn concentration in soil air. They are followed by Järva-, Viljandi- and Tartumaa (Table 8.3). Low Rn concentration of soil air is characteristic for Lääne-, Hiiu- and Pärnumaa (Table 8.3). Also on the basis of average concentration of Rn in indoor air of dwellings the counties line up in the same order, with minor differences. These differences are likely related to very different densities of measuring points, differences of constructions and use of different levels of measures minimizing the Rn risk.

The mean²⁵ concentration of arithmetic and geometric means of indoor air Rn in living rooms and bedrooms in different counties is 213 ja 80 Bq/m³, respectively (Table 8.4).

It can be observed from Table 8.2 that about 1/3 (35.3%) of the rooms where Rn concentration was measured fall between the recommended level (100 Bq/m³) and reference level laid down in Estonia (300 Bq/m³).

The level of Rn concentration in different rooms of the same building can be very varying. E.g. in the diagram (a) shown in Figure 8.2, Rn level in indoor air of different rooms of a school differ up to three times. Such contrasting differences are also observed e.g. between different ground floor apartments, between different rooms in a kindergarten. The reasons for such contrasting Rn concentrations cannot be unequivocally interpreted. On one hand, they may be related to flaws in construction. On the other hand, Rn concentration in soil air can be very heterogeneous. For instance in the Tabasalu region, Rn concentration in one room of a house built on limestone plateau exceeded 400 Bq/m³, while in other rooms the Rn concentration remained below 100 Bq/m³. Closer examination showed that despite the 1–2 m thick soil with background-level eU concentration under the house, the certain room is located in an area where Rn originating from graptolite argillite migrates in soil air through a crack in limestone.

²⁵ Maakondade keskmiste keskmine on võetud kasutusele vähendamaks punktide pindalalise jaotuse tihedusest tingitud üldise keskmise kallutatust.

²⁵ The mean of regional means is taken into use for diminishing bias on general mean because of uneven areal distribution of measuring points.

Tabel 8.4. Maakondade keskmine Rn-sisaldus ruumide siseõhus
Table 8.4. Mean Rn concentration in indoor air in different counties

Maakond County	Mõõtmiste arv Nr. of measurements	Rn-sisaldus, Bq/m ³ Rn concentration, Bq/m ³					
		x _{min}	x _{max}	x _a	s	x _g	s _g
Harjumaa + Tallinn	1580	2	2446	176	650	102	2.88
Hiiumaa	39	25	127	64.6	25.8	59.7	1.51
Ida-Virumaa	1188	2	3987	291	426	156	3.03
Jõgevamaa	97	15	616	97.1	87.2	73.9	2.08
Järvamaa	70	10	382	97.7	84.8	75.2	2.10
Läänemaa	71	9	162	74.3	32.1	65.0	1.81
Lääne-Virumaa	807	2	26479	380	1486	137	3.14
Põlvamaa	126	3	697	92.3	102	61.5	2.47
Pärnumaa	89	7	197	71.9	44.1	55.0	2.31
Raplamaa	234	10	968	116	102	90.7	2.01
Saaremaa	140	7	591	92.7	92.3	67.0	2.18
Tartumaa	221	10	864	126	107	96.3	2.14
Valgamaa	156	4	286	89.1	68.2	64.9	2.36
Viljandimaa	129	31	441	141	77.3	123	1.71
Võrumaa	125	6	333	69.8	49.4	56.0	1.99
Kokku Total	5072	2	26479	213*		79.6*	

* maakondade aritmeetiliste ja geomeetriliste keskmiste aritmeetiline ja geomeetiline keskmine.
* arithmetic and geometric means of arithmetic and geometric means of counties.

8.4 Pinnaseõhu ja ruumide siseõhu Rn-sisalduse vahelisest korrelatsioonist

Ajavahemikus 2005 kuni 2007 selgitas EGK koostöös Eesti Kiirguskeskusega Rn-sisalduse seost pinnaseõhus ja 944 eluruumi siseõhus. Kuigi uuringud olid lühiajalised (ainult 1 talveperiood) ja uuringuteks valitud majade asukoht ei ühildunud mõned aastad varasemate pinnase Rn-riski uuringupunktidega (teostati majadest kaugemal, valdavalt põllumaal), näitasid tulemused erineva Rn-riskiga pindalade lõikes head positiivset korrelatsiooni (Joonis 8.3). Tulemused tõestasid varasemat arvamust, et pinnaseõhu ja eluruumide siseõhu Rn-sisalduse vahel on ühemõtteline positiivne seos.

2014. aastal detailiseeriti uuringuid Viimsi poolsaare kõrgendikul kõrge Rn-riskiga alal juhuslikult valitud 5 elumaja baasil (Litov 2015). Rn-sisaldust mõõdeti ruumide siseõhus ja vahetult majade lähedal pinnaseõhus.

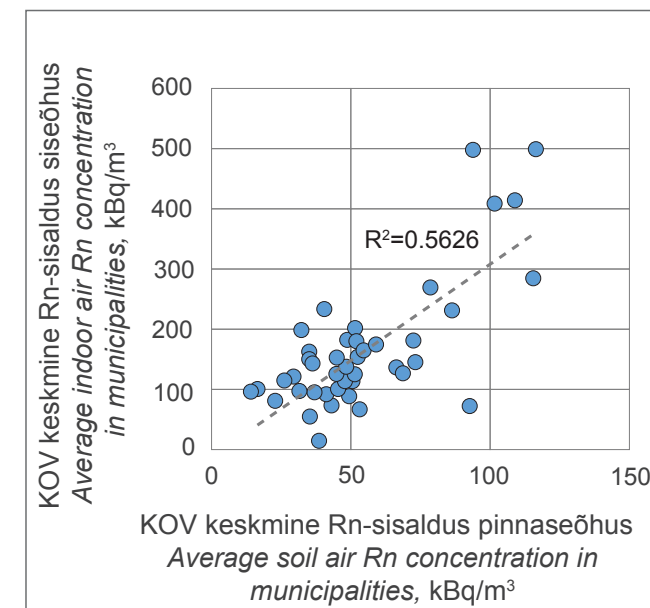
Uuringute tulemused on kajastatud joonisel 8.4 ja 8.5. Esimene ja teine maja on ehitatud vastavalt 1860. ja 1995. aastal, kolmas maja 2008. aastal ja neljas ning viies maja 2005. aastal. Majaelanike andmetel on kolmanda ja viienda maja ehitamisel kasutatud Rn-riski minimeerivaid meetmeid, kuid milliseid, pole kindlalt teada. Neljanda maja kohta korrektne info puudub.

Vaatamata tõsiolule, et uuringute maht oli väga tagasihoidlik ja need on teostatud ainult üheilmelistes geoloogilistes tingimustes, vihjab joonistel kajastatud info ühemõttelisele positiivsele korrelatsioonile pinnaseõhu ja ruumide siseõhu Rn-sisalduse vahel. Kuigi kasutatud Rn-tõkke meetmete kohta info puudub, annavad tulemused lootust, et Rn pääsu ruumide siseõhku on võimalik oluliselt minimeerida ruumide ehitamise käigus.

Rn-sisaldus ruumide siseõhus sõltub peale looduslike tingimuste ja põhjuste olulisel määral ka ehitiste kvaliteedist, kasutatud ehitusmaterjalidest ja rakendatud Rn-riski minimeerivatest meetmetest. Kahjuks on Eestis kohalikust toormest valmistatavate ehitusmaterjalide Rn-riski tase

In north Estonia, Rn concentration in indoor air of two rooms out of three at a groundwater treatment plant exceeds 500 Bq/m³, reaching up to 1550 Bq/m³. It indicates that additional Rn is extracted from groundwater. In the Sõrve peninsula of Saaremaa Rn concentration in living room air exceeds 500 Bq/m³, while the average Rn concentration in soil air in the region remains < 30 kBq/m³.

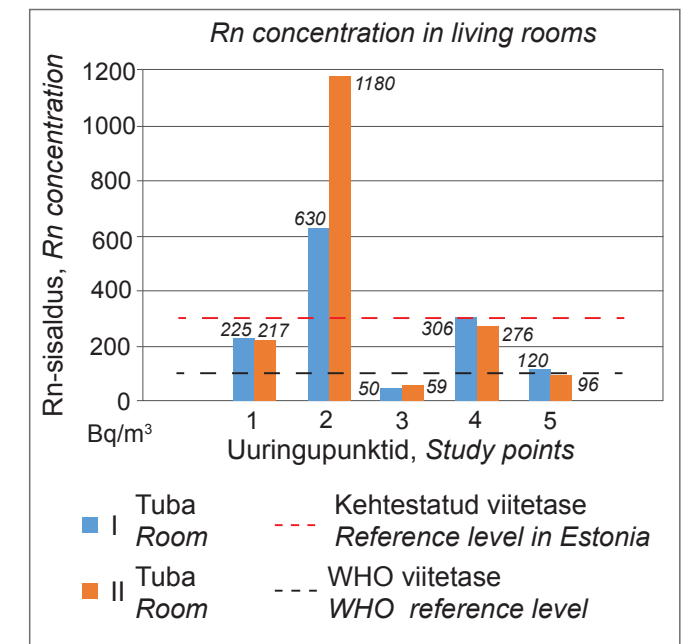
Basing on the data of Rn concentration in the 5072 rooms used in the atlas, geometric mean Rn concentration of the geometric means in Estonian counties is 80 Bq/m³ and the arithmetic mean concentration is 213 Bq/m³. Calculated geometric mean is similar to the mean in Finland (84 Bq/m³), but the arithmetic mean is essentially higher than in Finland (120 Bq/m³; WHO 2009). Comparison between these values shows that in regard with Rn risk level in Europe, Estonia and Finland share the first and the second position. In Estonia the percentage of very high concentrations is larger (geometric standard deviation is 2.8 in Estonia and 2.1 in Finland).



Joonis 8.3. Valdade keskmine Rn-sisalduse võrdlus pinnaseõhus ja eluruumide siseõhus.
Figure 8.3. Comparison between mean Rn concentration in soil air and indoor air of living quarters in different municipalities.

8.4 Correlation between radon concentration in soil air and indoor air

The Geological Survey of Estonia studied in co-operation with the Estonian Radiation Protection Centre in 2005–2007



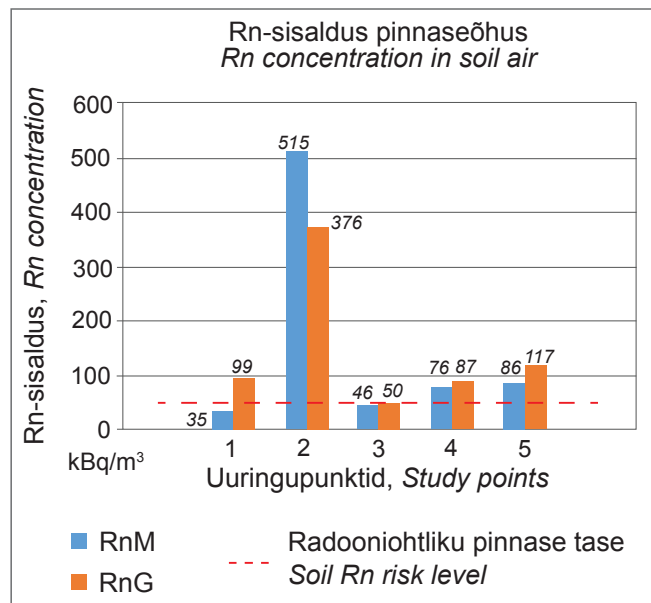
Joonis 8.4. Rn-sisaldus valitud Viimsi majade ruumide siseõhus.
Figure 8.4. Rn concentration in indoor air of a selection of houses in Viimsi.

the relationship between Rn concentration in soil air and indoor air of 944 dwellings. The studies were short-term (spanning only one winter period) and the locations of chosen buildings did not match with study points of Rn risk in soil few years back (having been measured at some distance from buildings, mainly in farmland). However, there was a good positive correlation between areas of different Rn risk (Figure 8.3). The results confirmed earlier view that there is an unequivocal positive relationship between the Rn concentration in soil air and indoor air.

More detailed studies were carried out in high Rn risk area in the heights of Viimsi peninsula in 2014, choosing arbitrary five detached houses as study objects (Litov 2015). Rn concentration was measured in indoor air and in soil air in the immediate vicinity of the buildings.

Study results are shown in Figures 8.4 and 8.5. The first and the second house have been built in 1860 and 1995, respectively. The third house was risen in 2008, and the fourth and fifth building both in 2005. The residents informed that means for minimizing Rn risk have been applied while constructing the third and the fifth building, but the types of these means are not known for certain. Appropriate information on the fourth house is missing.

Despite the fact that the extent of the investigations was very modest and that they have been conducted only in



Joonis 8.5. Rn-sisaldus valitud Viimsi majade lähedal (< 20 m) pinnaseõhus.

Figure 8.5. Rn concentration in soil air in the vicinity (< 20 m) of selection of houses in Viimsi.

selgitatud väga tagasihoidlikult. Kaudse hinnangu võib saada 2012. a ilmunud artiklist (Lust, Realo 2012), milles antakse hinnang Eestis kasutatavate ehitusmaterjalide radioaktiivsusele.

Tänapäeval on levinud poorsete ehitusmaterjalide (nt kergplokid) kasutamine nii hoone seinte kui ka vundamendi rajamisel. Need tuleks ehitada selliselt, et radoon ei satuks majaalusest pinnasest pooride ja plokidevaheliste vuukide kaudu seintesse, kust see võib edasi siseruumidesse tungida. Selle ohutusnõude eiramine on ilmselt üle 1000 Bq/m³ ulatuva radoonikontsentratsiooni peamiseks põhjuseks mitmetes Tallinna ümbruses ehitatud uutes majades (Pahapill 2003). Paljud nendest plokkidest on valmistatud põlevkivil töötavate soojuselektrijaamade lendtuhast. Põletamise käigus rikastub tuhk uraaniga kuni 6 mg/kg (Пец и др. 1985). Kui tuhas on U ja Ra looduslik vahekord säilinud, võivad plokid olla Rn-ohulikud.



Toa siseõhu Rn-sisalduse määramiseks kasutatav detektor.
Detector used for measuring Rn concentration in indoor air.

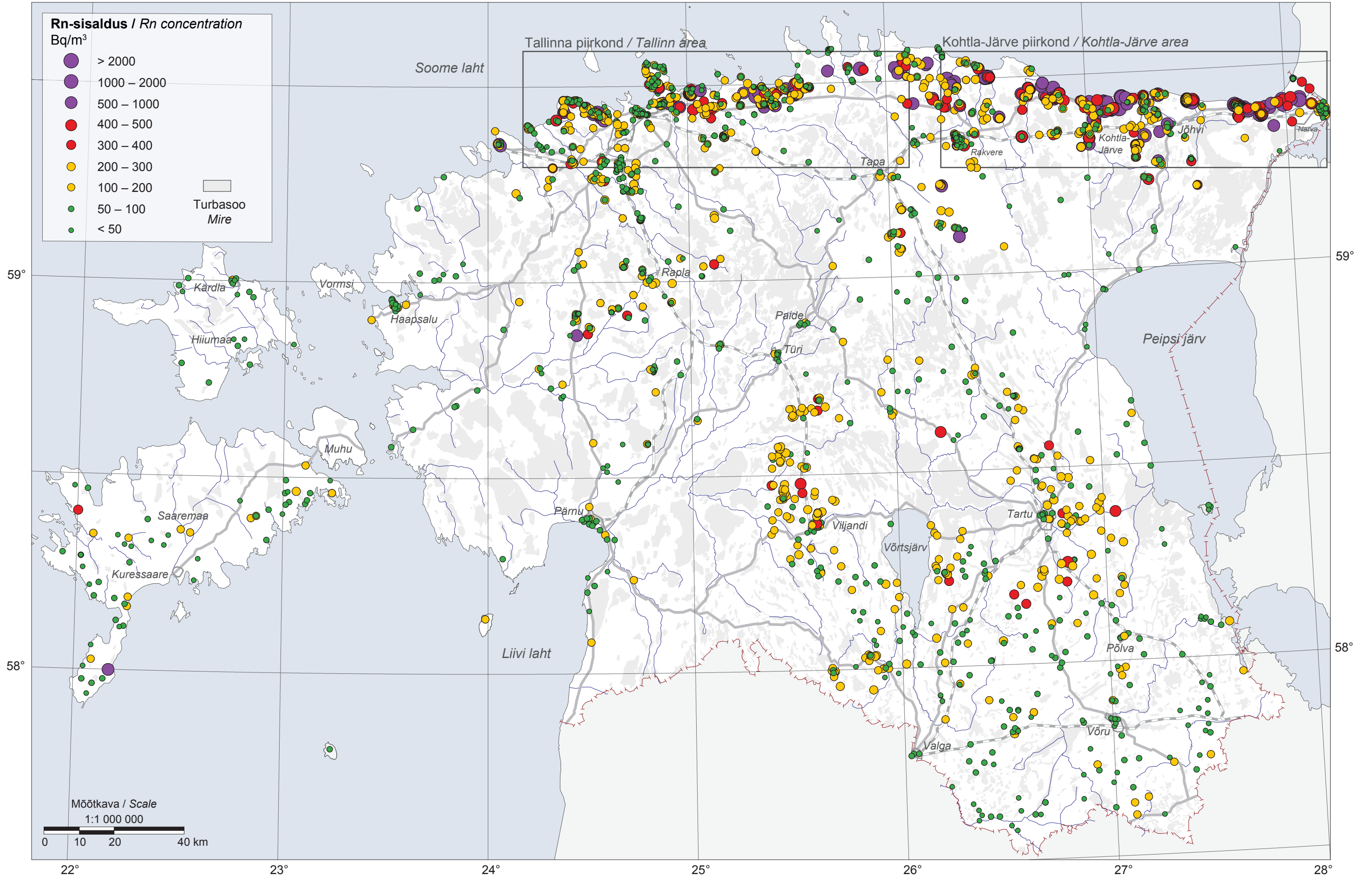
similar geological conditions, the information illustrated in the figures indicates unequivocally a positive correlation between Rn concentration in soil air and indoor air. Although no information is available on means for barring Rn, the results give hope that it is possible to essentially minimize the entrance of Rn in rooms during the building phase.

Rn concentration in indoor air depends on natural conditions but also to an essential extent on the quality of buildings, used building material and on the applied measures for minimizing Rn risk. Unfortunately, the Rn risk level in building materials made from local raw material has been clarified in Estonia only to a very modest extent. An indirect estimation can be gained from an article published in 2012 (Lust, Realo 2012), which assesses radioactivity of building materials used in Estonia.

Foundations and walls made of porous material (e.g. lightweight blocks) have been popular building material in recent years. They should be built in such a manner that radon from underlying soil cannot enter into the walls through pores or joints between blocks, and further into rooms. Ignoring this safety requirement is apparently the main reason for radon concentrations reaching over 1000 Bq/m³ in many newly built houses in the Tallinn region (Pahapill 2003). Many of these blocks are made of fly ash of thermal plants operating on oil shale. Ash becomes enriched with uranium up to 6 mg/kg during combustion (Пец и др. 1985). If the natural relationship of U and Ra has been preserved in the ash, the blocks may pose a Rn risk.

Kaart 8.1 ^{222}Rn -sisaldus elutubade siseõhus (Bq/m^3)
Map 8.1 ^{222}Rn concentration in living rooms (Bq/m^3)

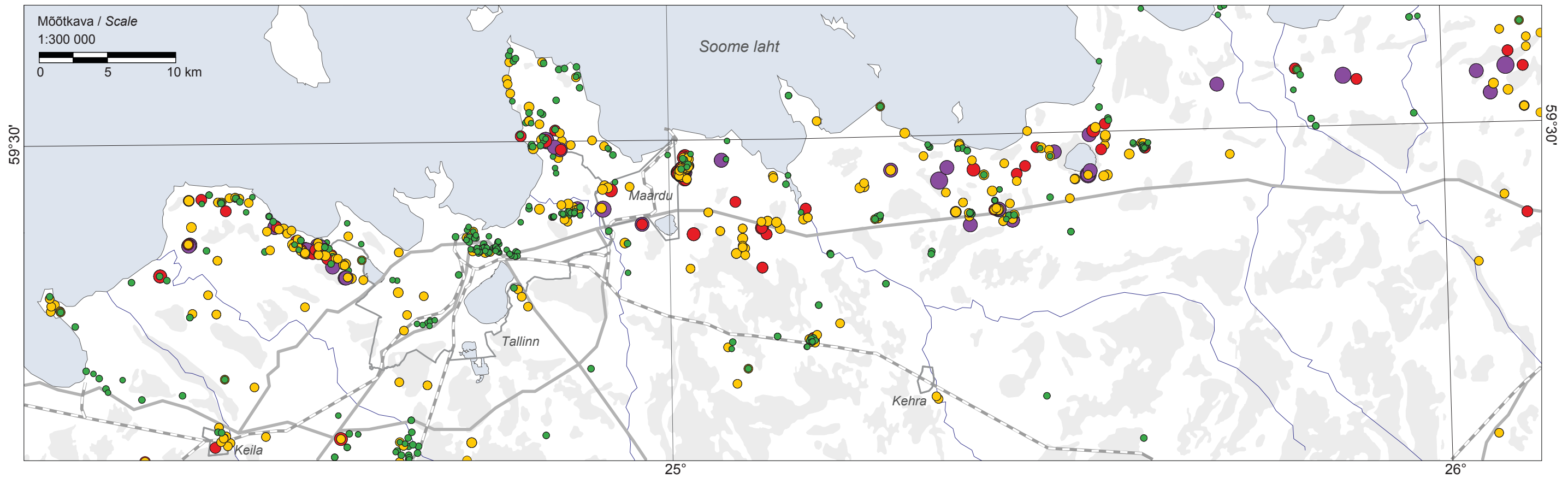
Radoon majade siseõhus
Radon in households



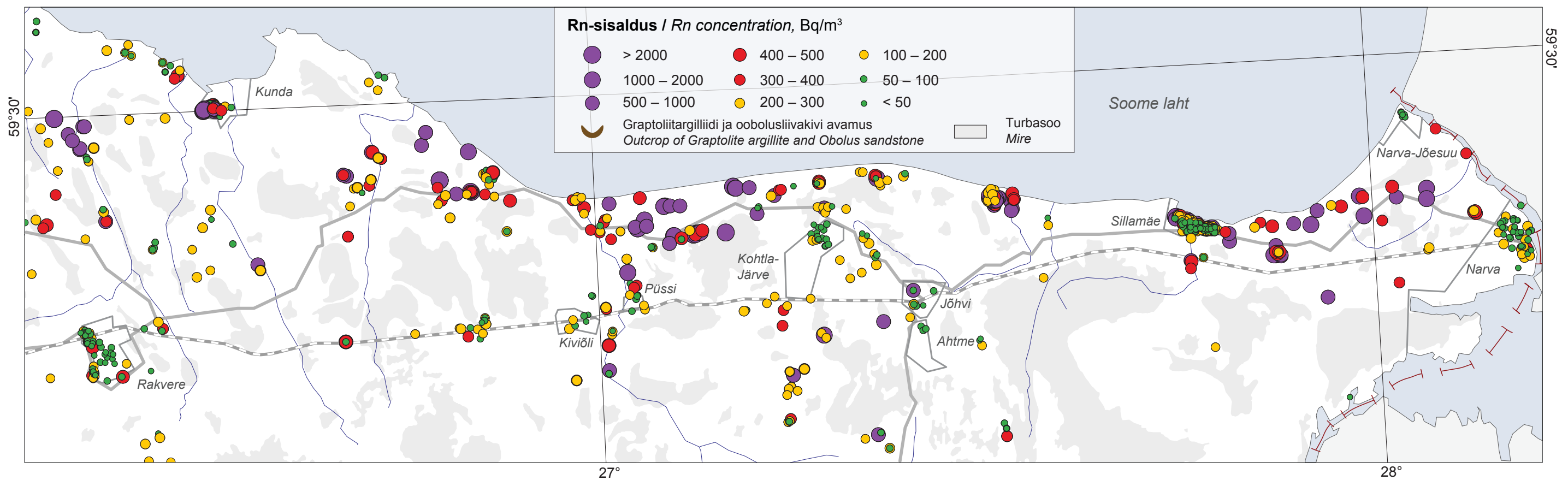
Kaart 8.1.1 ²²²Rn-sisaldus elutubade siseõhus (Bq/m³)
Map 8.1.1 ²²²Rn concentration in living rooms (Bq/m³)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Radoon majade siseõhus
Radon in households

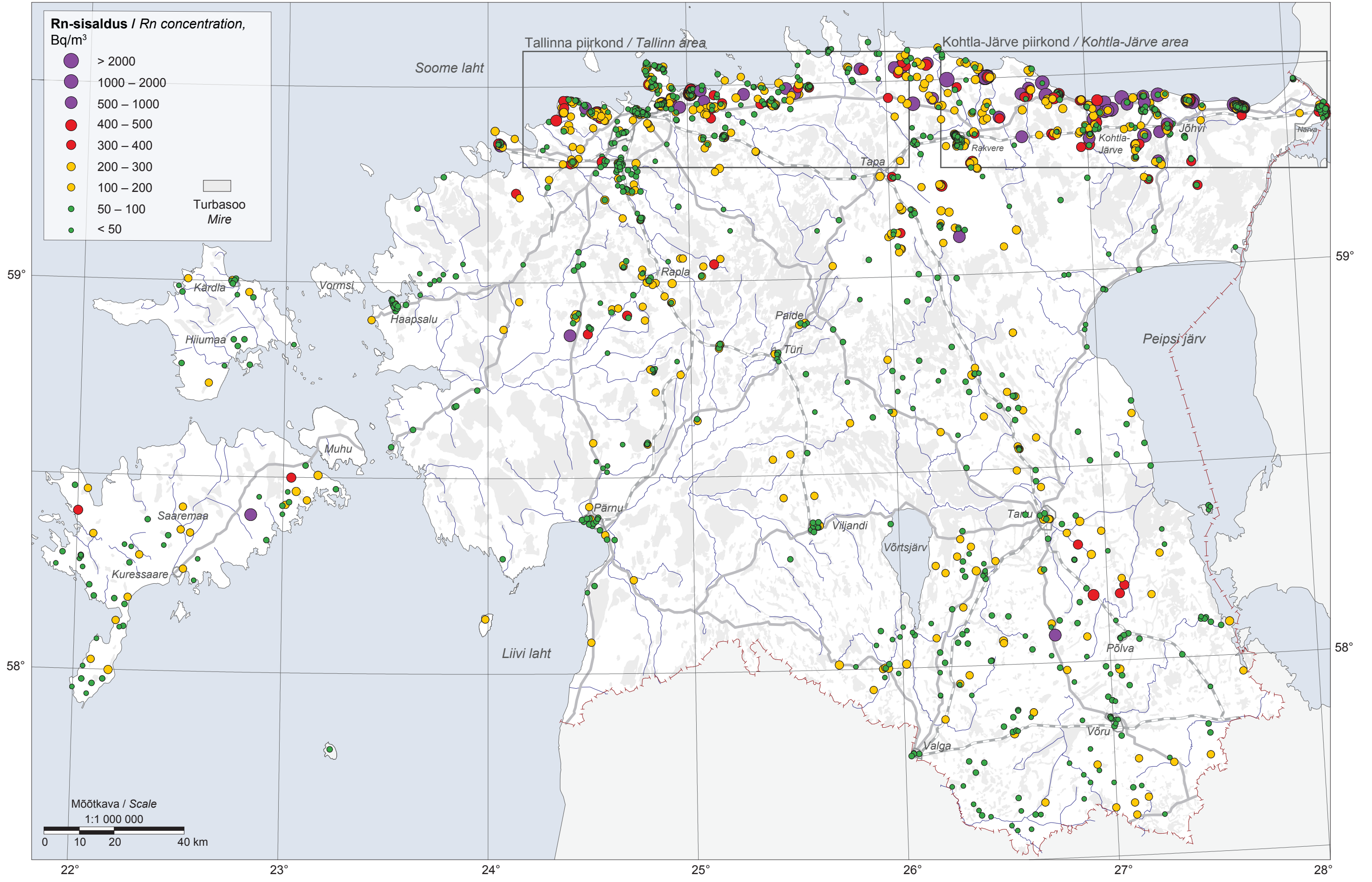


Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kaart 8.2 ²²²Rn-sisaldus magamistubade siseõhus (Bq/m³)
Map 8.2 ²²²Rn concentration in bedrooms (Bq/m³)

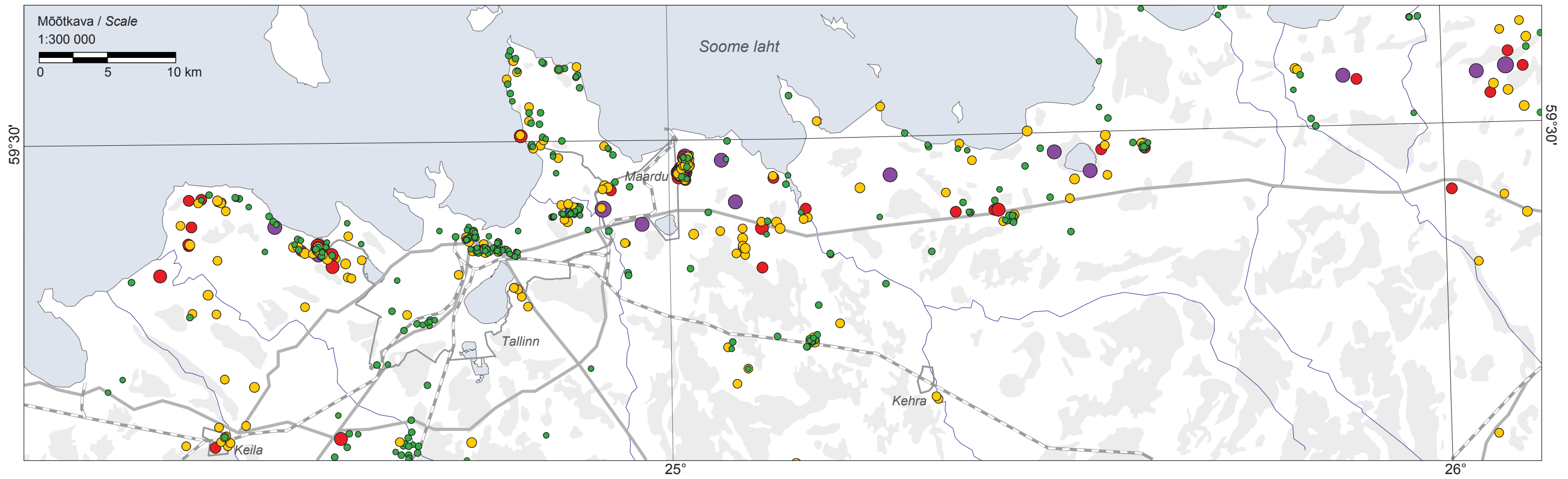
Radoon majade siseõhus
Radon in households



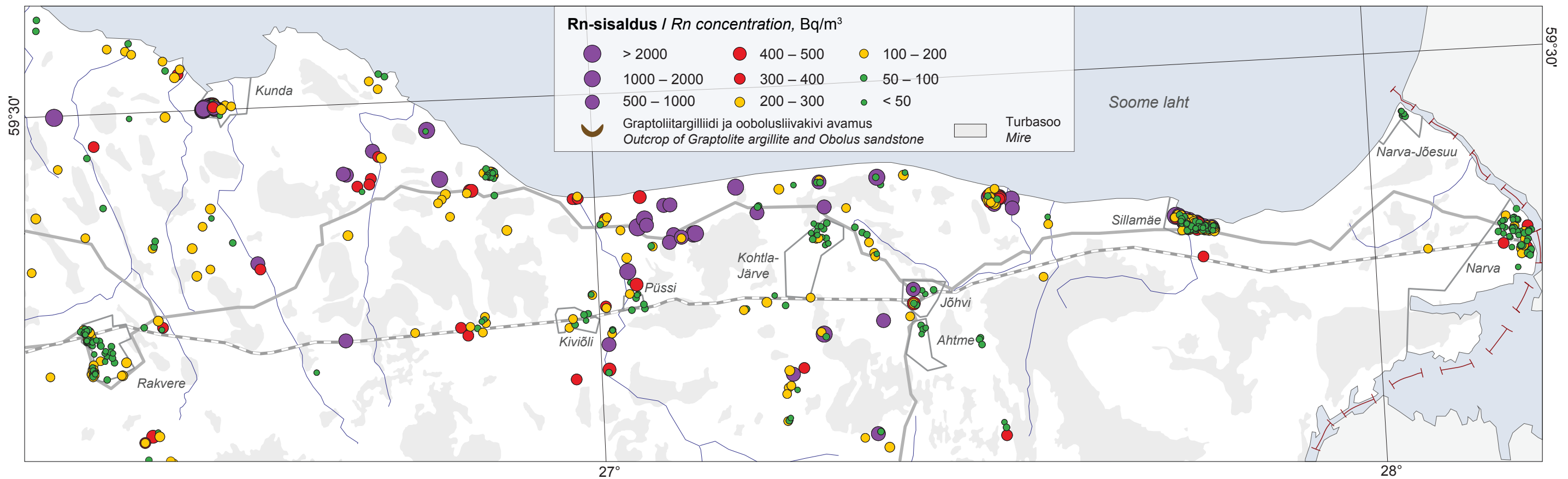
Kaart 8.2.1 ²²²Rn-sisaldus magamistubade siseõhus (Bq/m³)
Map 8.2.1 ²²²Rn concentration in bedrooms (Bq/m³)

Tallinna piirkond / Tallinn area

Radoon majade siseõhus
Radon in households



Kohtla-Järve piirkond / Kohtla-Järve area



Kokkuvõte

Radoon (Rn) on radioaktiivne, kantserogeenne ja mutatsioone tekitav vääriskaas, mis kaasaja meditsiini andmete põhjal on sissehingamise tulemusel üks olulisemaid kopsuvähi põhjustajaid, samuti valgeveresuse, luukoe hõrenemise jt tervisehäirete soosija.

Eesti kuulub EL 5 kõrgema Rn-riskiga maa hulka, olles teisel kohal pärast Soomet. Kohati lisandub radoonile kõrge looduskiirguse tase.

Olulisemad Rn- ja looduskiirguse allikad Eestis on:

- klindil paljanduv U-rikas graptoliitargilliit ning fosforiit,
- kõrge U-sisaldusega Devoni settekivimite mõningad erimid,
- kõrge U-sisaldusega granitoidse aluskorra kivimite erimid, millele sarnased kivimid paljanduvad Eesti põhjapiiri taga,
- võimalikud U mineraalustumise nähted või veel teadmata allikad aluspõhjakiivimites.

Täiendavate allikatena lisanduvad pinnakattes mandri-liustike ja mere poolt purustatud mainitud U rikaste kivimite purd ja peenes.

Radooniga kaasnevate negatiivsete mõjude minimeerimiseks soovivad WHO ja IAEA kehtestada elu-, olme- ja tööruumide siseõhus Rn-sisalduse viitetasemeks 100 Bq/m³. Viimaste epidemioloogiliste uuringute kohaselt suureneb kopsuvähi haigestumise oht statistiliselt olulisel määral, kui eluruumide õhu Rn-tase ületab 100 Bq/m³ (BSS 2013; WHO 2009). Riigi looduslikest ja majanduslikest asjaoludest tingituna võetakse Eestis siseõhu Rn-sisalduse viitetasemeks 300 Bq/m³. Sellest kõrgema sisalduse korral võib tervist kahjustav mõju olla oluline ja ruumide valdaja peaks rakendama Rn-sisaldust minimeerivaid meetmeid. Nendest tasemetest lähtuti ka käesoleva atlase koostamisel.

Ruumide siseõhku pääseb Rn peamiselt ehitistealuse ja ehitisega külgneva pinnase õhust. Selliste olukordade vähendamiseks on Eesti Vabariigi Standardis 840:2017 ehitistealusele pinnaseõhule kehtestatud radooniohtliku pinnase tase 50 kBq/m³. Sellest kõrgema sisalduse korral tuleks ehitamise käigus rakendada Rn sissepääsu tõkestavaid meetmeid.

Atlase koostamisel on kasutatud EGK poolt pinnaseõhus ja eluruumide siseõhus ning tollaegse Eesti Kiirguskeskuse²⁶ poolt elu-, olme- ja tööruumide siseõhus mõõdetud Rn-sisalduse andmeid. Kokku on atlases kasutatud enam kui 5500 ruumi siseõhus α -detektoriga mõõdetud Rn-sisalduse tulemusi. Radooni välimõõdistamine pinnaseõhus ja täiendavalt eU -, eTh - ja eK -sisalduste

mõõtmise 80 cm sügavusel pinnases on toimunud enam kui 2000 vaatluspunktis, millest on atlases kasutatud 1038 uuringupunkti²⁷ andmeid.

Eesti radooniriski atlases eristatakse madala (< 10 kBq/m³), normaalse (10–50 kBq/m³), kõrge (50–250 kBq/m³) ja eriti kõrge (> 250 kBq/m³) Rn-sisaldusega alad. Rn jaotuse iseloomu pinnaseõhus, pinnase looduskiirguse taset ning samuti Rn-sisalduse eripära ruumide siseõhus iseloomustavad vastava sisuga teemakaardid.

Võrreldes Eesti uuringupunktides mõõdetud Rn-sisaldusi radooniohtliku pinnase tasemega (50 kBq/m³), näeme et (kaardid 6.1, 6.1.1 ja 6.1.2):

- 46,3% vaatluspunktidest ületab Rn-sisaldus pinnaseõhus radooniohtliku pinnase taset,
- 5,7% uuringupunktidest ületab Rn-sisaldus radooniohtliku pinnase taset 3 kuni 5 korda ja 3,1% uuringupunktidest – enam kui 5 korda.

Kõrge ja eriti kõrge Rn-sisaldusega alad esinevad Põhja-Eesti klindivööndis: vahetult graptoliitargilliidi ja fosforiidi avamuste piires, astangutevahelistel ja nende all esinevatel nõrgalt mere suunas kallutatud tasastel aladel, kuid samuti reas kohtades klindipealsetel tasastel aladel 5–15 km laiuses lubjakiviplatoo vööndis. Põhja-Eesti klindivööndis paiknevad nii linnad (Tallinn, Maardu, Kunda, Sillamäe, Narva) ja asulad (Ülgase, Püssi, Varja, Toila jt) kui ka külad ja üksikud talumajad.

Kõrge Rn-sisaldusega alasid esineb samuti Ida- ja Lõuna-Eestis ning harva teistel aladel, kuid sagedamini Lõuna-Eestis Devoni kivimite levilal Luunja, Põlva, Tsooru, Taagepera, Viljandi piirkonnas. Viimastele on iseloomulik, et intensiivne täiendav radooni migratsioon pinnase ülemisse kihti toimub 1,5–2 meetrist sügavamal lasuvatest kihtidest.

Normaalse Rn-sisaldusega alad on valdavad Lääne-Eestis ja Lääne-Eesti saartel. Nendes piirkondades ületab Rn-sisaldus radooniohtliku pinnase taset ainult üksikutes punktides nagu Kärkla ringstruktuur, Rapla piirkond jt, mis paiknevad valdavalt kohalike jääjärvelise päritoluga aleuriitide ja savide levilatel.

Eesti pinnases on U ja Ra vaheline suhe kohati nihkunud Ra suunas. eU kõrge sisaldus on peamine põhjus, miks enam kui 4% uuringupunktidest 0,8 m sügavusel pinnases ületab ²²⁶Ra, ²³²Th ja ⁴⁰K poolt põhjustatud summaarne looduskiirguse tase ehitusmaterjalides ja majaanaluses pinnases lubatu (ligi 1,25 mSv/a), ulatudes kuni 4 mSv/a.

Summary

Radon (Rn) is a radioactive, carcinogenic and mutagenic noble gas. Current medical information indicates that it is one of the most essential causes for lung cancer when inhaled. It also promotes leukemia, thinning of bone marrow and other health problems.

Estonia belongs in European Union into the five countries with highest Rn risk, being the second after Finland. At places, radon is accompanied with high level of natural radiation.

The principal sources of Rn and natural radiation in Estonia are:

- U-rich graptolite argillite and phosphorite cropping out in the klint,
- some types of Devonian sedimentary rocks with high U concentration,
- varieties of granitoid basement rocks with high U concentration, similar to rocks being exposed north of Estonia,
- possible signs of U mineralization or so far unknown sources in the bedrock.

Additional sources are clastic fragments of U-rich rocks in the sedimentary cover, crushed by the continental ice and the sea.

In order to minimize the negative effect in relation with radon, WHO and IAEA recommend laying down 100 Bq/m³ as the reference level for Rn concentration in indoor air of dwellings and workplaces. Latest epidemiological studies indicate that the risk of developing lung cancer increases in a statistically significant extent when the Rn level in indoor air of living quarters exceeds 100 Bq/m³ (BSS 2013; WHO 2009). On the basis of state level natural and economical conditions, 300 Bq/m³ is considered as reference level in Estonia. In the case of concentration higher than this, harmful effect on health may be essential, and the owner of the rooms should apply means for minimizing the Rn concentration. These levels were the basis of compilation of this atlas.

Rn can enter indoor air mainly from the soil air under or surrounding buildings. In order to reduce the number of such occurrences, radon risk level of 50 kBq/m³ for Rn in soil air under constructions has been laid down in the standard 840:2017 of the republic of Estonia. In cases of values higher than this measures for obstructing the entrance of Rn should be applied during the building phase.

Data on Rn concentration measured by EGK in soil air and indoor air, as well as by former Estonian Radiation Protection Centre²⁶ in indoor air of dwellings and workplaces has been used for compiling this atlas. In total, results of more than 5500 indoor air Rn concentration measurements with an α -detector have been used in the atlas. Outdoor measurements

of radon in soil air and supplementary measurements of eU , eTh and eK concentration at the depth of 80 cm in soil have been conducted at more than 2000 observation points. Data from 1038 study points²⁷ have been used in the atlas.

Regions with low (< 10 kBq/m³), normal (10–50 kBq/m³), high (50–250 kBq/m³) and very high (> 250 kBq/m³) Rn concentration are specified in the radon risk atlas of Estonia. Thematic maps illustrate the characteristics of Rn concentration in soil air, the level of natural radiation in soil as well as attributes of Rn concentration in indoor air.

When Rn concentration measured in Estonian study points is compared with the limit for unrestricted building activities (50 kBq/m³) and with the recommended limit (30 kBq/m³), we can see that (maps 6.1, 6.1.1 and 6.1.2):

- at 46.3% of observation points Rn concentration in soil air exceeds the radon risk level,
- at 5.7% of observation points Rn concentration in soil air exceeds the radon risk level three to five times and at 3.1% of observation points more than five times.

Areas of high and very high Rn concentration are found along the north Estonian klint zone: within the exposures of graptolite argillite and phosphorite, between escarpments and in flat areas gently sloping towards the sea under the base of them, but also at a few places in plain areas on the top of the klint, in the zone of limestone plateau with the width of 5–15 km. There are towns (Tallinn, Maardu, Kunda, Sillamäe, Narva) and settlements (Ülgase, Püssi, Varja, Toila and so on) as well as villages and separate farms along the north Estonian klint zone.

Areas with high Rn concentration are found also in east and south Estonia, seldom in other regions, however more often in south Estonia in the areas of Devonian rocks in Luunja, Põlva, Tsooru, Taagepera and Viljandi region. It is characteristic for the latter that intense additional migration into the uppermost layer of soil occurs from layers deeper than 1.5–2 metres.

Areas of normal Rn concentration dominate in west Estonia and on west Estonian islands. Rn concentration in soil air exceeds radon risk level only in sporadic points such as Kärkla ring structure, Rapla region, etc. which are mainly located in areas of silt and sand with local glaciolactustrine origin.

The relationship between U and Ra in Estonian soil has drifted towards Ra at places. High eU concentration is the principal reason why at more than 4% of the study points at 0.8 m soil depth the activity concentration index exceeds the level permitted for building materials and soil under buildings (being > 1; $1 \approx 1.25$ mSv/y), reaching up to 4 mSv/y.

²⁶ Aastast 2009 Keskkonnaameti kiirgusosakond.

²⁷ Detailselt mõõdetud piirkondade andmetest tehti valik.

²⁶ From 2009 the Radiation Department of the Estonian Environmental Board.

²⁷ In areas of too high observation point density, selection of data was made.

Nagu oli mainitud, kuulub Eesti EL kõrge Rn-riskiga maade hulka. Siseruumide õhus ületab Rn-sisaldus 51% ruumides WHO soovitusliku (100 Bq/m³) ja 16% ruumides Eestis kehtestatud (300 Bq/m³) viitetaset. Enam kui 2% ruumide õhus ületab Rn 1000 Bq/m³ piiri ja üksikpunktides isegi 10000 Bq/m³ taseme. Võrreldes teiste Euroopa riikidega jagab Rn-riski tasemelt Eesti Soomega esimest ja teist kohta, ainult Eestis on eriti kõrgete sisalduste protsent suurem.

Pinnaseõhu ja ruumide siseõhu Rn-sisalduste vahel on selge positiivne korrelatsioon. Maakondade lõikes on jälgitav ühemõtteline positiivne seos Rn-sisalduse ja kopsuvähki haigestunud juhtude vahel.

Omaette probleemi moodustavad radooniohtlikel aladel juba olemasolevad elumajad, olmeehitised jt rajatised. Kahtlemata on tarvis nende esimese korruse õhus intensiivistada Eesti Kiirguskeskuse poolt juba 1994. a alustatud uuringuid, kuna paljude majade siseõhus ületab Rn-sisaldus ohutu (100–300 Bq/m³) taseme.

Teadmised Rn mõjust inimesele on Eestis veel lapsekingades. Need uuringud alles algavad ja kindlasti täienevad. Eesti pinnasest kuuluvad suured alad Euroopa mõistes kõrge radoonisisaldusega alade kategooriasse. Selle põhjuseks on graptoliitargilliidi ja fosforiidi esinemine aluspõhjakivimites (mis paljanduvad ka Põhja-Eesti klindis) ja nende peenestatud osakeste levik laiadel aladel aluspõhja katvates liustikusetetes, samuti U-rikaste aktsessorsete mineraalide levik moreenis ja Devoni liivakivides. Loodame, et radooni-probleemi hakkavad Eestis teadvustama tulevikus ka tervishoiuga tegelevad spetsialistid

Soovitused radooniohu vähendamiseks

Eriti kõrge radoonisisaldusega alade kontuurid on väga erinevad ja pindalad mõõdetavad isegi ruutkilomeetrites. Nendele aladele on omane ka kõrge looduskiirgus ja nende piires ületab pinnase eU-sisaldus sageli 20–25 mg/kg piiri. Sellistel aladel elamute (suvilate), koolide, lasteaedade jt ehitiste rajamine ilma täiendavate uuringute ja spetsiaalsete meetmete rakendamiseta ei ole soovitatav.

On oluline need radooniohtlikud alad suurema detailsusega võimalikult kiiresti kontuurida. See avaks võimaluse kõrge Rn-riskiga piirkondades ehitustegevuse planeerimisel kohustuslikus korras ette näha maaaluse pinnaseõhu Rn ohtlikkuse määramist või alternatiivina nõuda rajatavate hoonete ehitamisel radooniohtlikkust minimeerivate meetmete kasutamist. (Juhised... 2017). Nende meetmete rakendamine võib hiljem, kui valminud maja siseõhus osutub Rn-sisaldus kõrgeks, olla vägagi kulukas.

Aladel, kus Rn-sisaldus pinnaseõhus ületab 30 kBq/m³, on otstarbekas elamute, olme- ja teiste sarnaste hoonete projekteerimisel teha eelnevalt detailsemad uuringud. Maja asukoha pinnase kõrge Rn-sisalduse korral tuleb rakendada ehitamisel kehtestatud radoonikaitse nõudeid (Radooniohutu... 2009), et vähendada Rn-sisaldust majade siseõhus miinimumini.

Kui hoone on ehitatud kõrge radooniriskiga või kõrge looduskiirgusega alale, tuleks sellest teavitada tulevase kasutajaid ja anda kasutajatele infot ka selle kohta, kas Rn-sisaldus on korterite olme- ja tööruumide õhus kontrollitud ning milline on Rn-sisalduse tase.

Alad, kus radoonisisaldus pinnaseõhus ületab 200–250 kBq/m³ ja eU-sisaldus 20 mg/kg taseme, ei ole sobivad lasteasutuste, elamute, olme- ja teiste sarnase suunitlusega hoonete ehitamiseks. Sellised alad on reeglina kõrge looduskiirguse tasemega ning välisõhu maapinnalähedase kihi (< 1 m) Rn-sisaldus nendel võib ületada 100 Bq/m³ piiri! Sellises olukorras hoonete projekteerimine ilma territooriumi saneerimistöödeta on mõeldamatu ning eeldab ka läbimõeldud ventilatsiooni lahendusi.

As it has been mentioned, Estonia belongs to the EU countries with high Rn risk. Rn concentration exceeds the level recommended by WHO (100 Bq/m³) in indoor air in 51% of the cases. In 16% of the cases it exceeds the reference level laid down in Estonia (300 Bq/m³). Rn concentration in indoor air exceeds 1000 Bq/m³ in more than 2% of the rooms. In solitary occasions it exceeds even 10000 Bq/m³. Comparison of these values shows that in regard with Rn risk in Europe Estonia shares the first and second place with Finland. Percentage of particularly high concentration is larger in Estonia.

There is a clear positive correlation between Rn concentration in soil air and indoor air. An unambiguous positive relationship can be regionally followed between Rn concentration and cases of people developing lung cancer.

A particular problem is created with detached houses, service premises and other constructions which already exist in areas of radon risk. Without doubt, there is a need to make more intense investigations in their ground floors than has been so far made since the Estonian Radiation Protection Centre started them in 1994, as Rn concentration in indoor air of many houses exceeds the innocuous level of radon (100–300 Bq/m³).

Knowledge on the effect of Rn on people are still in its infancy on Estonia. Studies in this field are just being initiated and will surely be complemented. Large areas of Estonian soil belong to the category of high radon concentration in the European context. The reason for this is the existence of graptolite argillite and phosphorite in bedrock (which crop out also at the north Estonian klint) and spreading of their crushed particles to wide areas in glacial sediments covering the bedrock. Another reason is the existence of U-rich accessory minerals in till and in Devonian sandstones. Likely there are also other causes that have so far not been unequivocally clarified. We wish that in the future also health care specialists in Estonia become aware of the Rn problem in Estonia.

Recommendations for mitigating the radon risk

The outlines of areas with very high radon concentration are very varying and their areal extents even of the order of square kilometres. Also high natural radiation is characteristic for these areas. eU concentration in soil exceeds often 20–25 mg/kg. It is not recommended to erect houses (summer cottages), schools, kindergartens or alike buildings in such areas without additional investigation and application of special measures.

It is essential to outline these areas of radon risk in greater detail as soon as possible. This would make it possible in areas of high Rn risk to require mandatory determination of Rn risk in soil air under planned buildings or alternatively, implement measures minimizing radon risk in indoor air into building plans (Juhised... 2017). It may be very costly to apply these measures at a later phase, if it turns out that Rn concentration is high in a newly built house.

It is expedient to conduct prior detailed studies when designing detached houses, service premises in such areas, where Rn concentration in soil air exceeds 30 kBq/m³. In case of high Rn concentration in the soil at the location of a house, requirements laid down for radon-resistant solutions have to be applied in constructing (Radooniohutu... 2009), in order to reduce the Rn concentration in indoor air to a minimum.

When a building has been erected in a region with high radon risk or high natural radiation, the future users should be informed. Also should be explained if Rn concentration in the indoor air of dwellings and workspaces has been controlled and how is the level of Rn concentration.

Areas where radon concentration in soil air exceeds 200–250 kBq/m³ and eU exceeds 20 mg/kg are not suitable for erecting kindergartens, dwellings and buildings for household or alike purposes. As a rule in such areas natural radiation is high and Rn concentration in outdoor air in the layer close to the surface (< 1 m) may exceed the level of 100 Bq/m³! It is inconceivable to plan buildings in such circumstances without redeveloping actions and requires also elaborated systems for ventilation.

Tänuavaldused

Autorid on tänulikud MTÜ Eesti Geoloogia Seltsile, SA Keskkonnainvesteeringute Keskusele, MTÜ Eesti Mäetööstuse Ettevõtete Liidule ja Keskkonnaministeeriumi kliima- ja kiirgusosakonnale, kes toetasid ja aitasid leida võimalusi atlase koostamiseks vajalike tööde finantseerimiseks.

Suurimat tänu võlgnevad autorid Rootsi Kiirguskaitse Instituudi vaneminsener Gustav Åkerblomile ja Rootsi Geoloogia-teenistuse vanemgeoloogile Britt-Marie Ek'ile, kelle metoodilisel juhendamisel ja finantsabil SIDA kaudu pandi alus Eesti pinnase Rn-riski uuringutele, samuti Keskkonnaministeeriumi Keskkonnaameti kiirgusseire büroo inseneridele Monika Lepassonile ja Alar Poltile, kes korrastasid ja edastasid Eesti kiirguskeskuse poolt kuni 2012 aastani teostatud Rn-sisalduse tulemused ruumide siseõhus.

Erilist tänu avaldavad autorid EGK juhtivgeoloogi Heidi Soosalule käesoleva trükise tõlkimise eest inglise keelde.

Acknowledgements

The authors thank the Geological Society of Estonia, the Estonian Environmental Investment Centre (KIK), Estonian Association of Mining Enterprises and the Climate and Radiation Department of the Ministry of Environment, who provided financial support and advice for this work.

We are most grateful to the senior engineer Gustav Åkerblom from the Swedish Radiation Protection Institute and the senior geologist Britt-Marie Ek from the Geological Survey of Sweden. The foundation of the Rn risk research of Estonian soil was laid with the methodological supervision by them and with financial aid through SIDA. We are also grateful to engineers Monika Lepasson and Alar Polt from the Environmental Board of Estonia for providing the results of indoor radon measurements carried out by Estonian Radiation Centre until year 2012.

Special thanks to EGK leading seismologist Heidi Soosalu for translating this publication in English.

Kirjandus

Literature

- Åkerblom, G., 1994. Ground radon – monitoring procedures in Sweden. *Geoscientist*, v.4., Nr 4, p. 21–27.
- Åkerblom, G., 1999. Radon Legislation and National Guidelines. Swedish Radiation Protection Institute, Report 99:18, 40 pp.
- Åkerblom, G., Petterson, B., Rosen, B., 1988. Markradon (Ground Radon). In the series: Radon in Dwellings (In Swedish) The Swedish Council. Report R 85. Second revised edition, 1990, 159 p.
- Åkerblom, G., Mellander H., 1997. Geology and Radon. In: Radon Measurements by Etched Track Detectors. World Scientific Publishing, Singapore, New Jersey, London, Hong Kong, p. 29–49.
- Armands, G., 1967. Geochemical prospecting of a uraniferous bog deposit at Masugnsbyn, northern Sweden. In: *Geochemical Prospecting in Fennoscandia*, Interscience Publishers, New York London Sydney, p. 127–154.
- Баранкин, В.С., 1962. Отчет о результатах работ по установлению перспективности Консской радиоактивной аномалии. Таллинн, EGF 1732.
- BSS 2013. Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2013/59/Euratom, Euroopa Liidu Teataja, 2014.
- Clavensjö, B., Åkerblom, G., 1994. The Radon book, Measures against radon, Stockholm, 129 p.
- EE, 11, 2002. Eesti üld, Eesti Entsüklopeedia-kirjastus, Tallinn, 784 lk.
- Ehdwall, H., Sundblad, B., Nosov, V., Putnik, H., Mustonen, R., Salonen, L., Qvale, H., 1994. The content and environmental impact from the waste depository in Sillamäe. SSI-report 94-08, Stockholm, 41 p.
- Ek, J., Ek, B.-M., 1996. Radium and Uranium Concentrations in Two Eskers with Enhanced Radon Emission. Geological Survey of Sweden, Uppsala, Sweden, 11 p.
- ENE, 2, 1987, Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 703 lk.
- Etiopie, G., Martinelli G., 2001. Migration of carrier and trace gases in the geosphere: an overview. Elsevier. *Physics of the Earth and Planetary Interiors* 129 (2002) 185–204.
- Geology and mineral resources of Estonia. Tallinn 1997, 436 p.
- Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения, СП 2.6.1.1292-03, Издание официальное, Минздрав, Россия, Москва, 2003.
- Gundersen, L., 1991. Preliminary radon potential map of the United States. Proceedings of the EPA International symposium on radon and radon reduction technology, Vol.5, paper IX-4.
- Иванов, В.В., 1994, Экологическая геохимия элементов. Справочник, книга 1, s-элементы. Москва, «Экология», 305 стр.
- Иванов, В.В., 1996, Экологическая геохимия элементов. Справочник, книга 4, главные d элементы. Москва, «Экология», 409 стр.
- Jantsikene, A., Koch, R., 2009. „Radoonist veel ja ühest selle määramise meetodist“. *Keskkonnatehnika*, 6, 2009.
- Juhised radoonikaitse meetmete kasutamiseks, 2017. Eesti Standard EVS 840:2017. Eesti Standardikeskus. Ametlik väljaanne, 75 lk.
- Järvekülg, A. 2001. Eesti jõed. Tartu Ülikooli Kirjastus. 750 lk. ISBN: 9985929306.
- Jüriado, K., Petersell, V. (2010). Relationship between the concentration of radon directly measured in soil air and calculated after radium. In 10th International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping (Barnet, I., Neznal, M., Pacharová, P., eds), pp. 148-156. Czech Geological Survey, Prague.
- Jüriado, K., Petersell, V., Raukas, A., 2011. Radon emissions in Harju County, North Estonia. *Estonian Journal of Ecology*, 60(4), 305–320.
- Jüriado, K., Raukas, A., Petersell, V. (2012). Jüriado, K., Raukas, A., Petersell, V., 2012. Alum shales causing radon risks on the example of Maardu area, North Estonia. *Oil Shale*, 29(1), 76–84.
- Jüriado, K., Petersell, V., Raukas, A., 2014. Seasonal variations of radon concentration in soil air in different geological conditions on the example of Estonia. *Geologija*, 56(4), 97-107. Lietuvos mokslų akademija.
- Карта современных вертикальных тектонических движений земной коры Восточной Европы, 1973. М 1:10 000 000. Международная ассоциация геодезии, Москва.
- Kiipli, T., 2004. Biokeemiline uuring Viljandi ja Tartu piirkonnas. Tallinn, EGF nr 7635.
- Kiirgustöötaja ja elaniku efektiivdooside seire ja hindamise kord, radionukliidide sissevõtust põhjustatud dooside doosikoefitsientide ning kiirgus- ja koefaktori väärtused ning nende mõõtmise kord. KeM määrus 18.11.2016, nr 54.
- Koistinen, T. (Editor), 1996. Explanation to the Map of Precambrian basement of the Gulf of Finland and surrounding area 1 : 1 million. Geological Survey of Finland, Espoo, 141 p.
- Koljonen, T., 1992. Geochemical atlas of Finland, part 2: Tills, Geological Survey of Finland, Espoo, 218 p.
- Kreuzer M., Sobotzki C., Fenske N., Marsh J.W., Schnelzer M., 2016. Leukemia mortality and low-dose ionising radiation in the WISMUT uranium miner cohort (1946-2013).
- Lauren, R., Teras, W., Diver, R., Turner, C. M., Krewski, D., Sahar, L., Ward, E., Gapstur, S. M., 2016. Residential radon exposure and risk incident hematologic malignancies in the Cancer Prevention Study-II Nutrition Cohort. *ELSEVIER, Environmental Research* 148 (2016) 46-54.
- Litov S., 2015. Radoonivastaste meetmete vajadus ja efektiivsus hoonetes Viimsi kõrgendiku uuringualal, Magistritöö.
- Lust, M., Realo, E., 2012. Assessment of natural radiation exposure from building materials in Estonia. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, 61, 2, 107–112.
- Лоог, А.Р., Петерсель, В.Х., 1990. Закономерности распределения малых элементов в фосфоритах Эстонии. –Tartu Ülikooli Toimet., 885. Труды по геологии, XI, стр. 68–73.
- Loog, A., Petersell, V., 1994. The distribution of microelements in Tremadoc graptolitic argillite of Estonia. – Tartu Ülikooli Toim., 972, Tõid geol. alalt XIV. Tartu, lk 57–76.
- Mikšova J., Barnet, I., 2002. Geological support to the National Radon Programme (Czech Republic). Bulletin of the Czech Geological Survey, v. 77, No 1, p. 13–22.
- Mjones, L., 1991. The Swedish view on radon control. Proceedings from: Messung von radon und radonfolgeprodukten, Berlin, May 6–7 1991. Publication Series: Progress in radiation protection. Verlag TÜV Rheinland, Köln.
- Mjones, L., Falk, R., 2002. Cancers Risks from Radon in Indoor Air and Drinking Water in Sweden. Risk assessment of the Swedish Radiation Protection Authority. Paper presented at the Seventh International Symposium on Natural Radiation Environment (NRE-VII), 220-24 May 2002, Rhodes, Greece. Paper accepted for publication in Elsevier “Radioactivity in the Environment” Book Series.
- Morgen, E., 2003. Eesti geoloogiline baaskaart, Morgen, E., 2003. Eesti geoloogiline baaskaart, leht 6334 (Tallinn). Pinnakate. M 1 : 50000. Tallinn, EGF.
- Мянниль, Р., 1966. История развития Балтийского бассейна в Ордовике. Валгус, Таллинн, 200 с.
- Naturally Occurring Radioactivity in the Nordic Countries – Recommendations. The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 2000, ISBN 91-89230-00, 73 pp.
- Наумов, Б., Пуура, В., Каризе, В. и др., 1993. Радоновый фактор радиационного фона в населенных пунктах Северной Эстонии. (Экологический аспект). – Eesti TA Toim., Geoloogia, 42, lk 82–93.
- Nõukogude Eesti, 1978. Tallinn, Valgus, 382 lk.
- Ohtlike ainete sisalduse piirväärtused pinnases. KeM määrus 11.08.2010, nr 38.
- Orru, M., 1995. Eesti turbasood. Teatmik. Tallinn, Eesti Geoloogiakeskus, 240 lk.
- Orru, M., Orru, H., 2003. Kahjulikud elemendid Eesti turbas. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn, 144 lk.
- Pahapill, L., 2000. Siseõhu radoonist Eestis. *Keskkonnatehnika*, 3, lk 2–7.
- Pahapill, L., Rulkov, A., Rajamäe, R., Åkerblom, G., 2003. Radon in Estonian Dwellings. Results from a National Radon Survey. SSI raport: 2003:16. oktober 2003, 20 pp..
- Pershagen, G. et. al., 1993. Radon in dwellings and lung cancer. A country-wide epidemiological study (in Swedish). Institute for Environmental Medicine, IMM Report 2/93, Stockholm. ISSN-1101-2803.
- Petersell, V., 1991. Geochemistry of F, Sr, REE and U in phosphorites of the East Baltic phosphorite basin. *Exploration Geochemistry* 1990, Prague, p. 278–290.
- Petersell, V., 1997. Dictyonema argillite. In: Geology and mineral resources of Estonia. Tallinn, 313–326.

- Petersell, V., Loog, A., Mineev, D., Poplavko, E., 1986. Фтор, стронций и редкие земли в фосфоритах Раквереского района. Уч. зап. Тартуского университета, 759. Труды по геологии, X, с. 27–55.
- Petersell, V., Möttus, V., Enel, M., Täht, K., Võsu, M., 2000. Eesti mulla lähtekivimite geokeemiline atlas. Tallinn, EGF 6833.
- Petersell, V., Åkerblom, G., Ek, B.-M., Enel, M., Möttus, V., Täht, K., 2004. Eesti radooniriski kaart. Seletuskiri. Tallinn-Stockholm, 52.
- Petersell, V., Åkerblom, G., Ek, B.-M., Enel, M., Möttus, V., Täht, K., 2005. Radon Risk Map of Estonia: Explanatory text to the Radon Risk Map Set of Estonia at scale of 1:500000 Report 2005:16. Swedish Radiation Protection Authority (SSI), Tallinn-Stockholm, 74.
- Petersell, V., Täht-Kok, K., Karimov, M., 2008. Harjumaa radooniriski kaart M 1 : 200000, Tallinn, EGF 8033.
- Petersell, V., Täht-Kok, K., Karimov, M., Lehtmets, K., 2009. Rakvere linna territooriumi radooniohtlikkuse uuringu aruanne, Tallinn, EGF 8096.
- Petersell, V., Täht-Kok, K., Shtokalenko, M., Talpas, A., Jüriado, K., 2012. Pinnase radoonisisalduse ja looduskiirguse mõõtmise metoodilise juhendi maketi koostamine ning aparatuuri kontrollimise tugietaloni rajamine. Tallinn, EGF 8421.
- Petersell, V., Suuroja, S., All, T., Shtokalenko, M. 2013. Impacts of sea level change to the West Estonian coastal zone towards the end of the 21st century. Schmidt-Thomè, P. & Klein, J. (eds). Climate change adaptation in practice: from strategy development to implementation. Wiley-Blackwell, London, 185–203
- Petersell, V., Shtokalenko, M., Täht-Kok, K., Talpas, A., 2013. Kirde-Eesti tööstuspiirkonna pinnase (muldade) keskkonnaseisundi uuringute aruanne, Tallinn, EGK, EGF 8520.
- Petersell, V., Täht-Kok, K., Karimov, M., Shtokalenko, M., Milvek, H., Nirgi, S., 2015. Tallinna Radooniriski Kaart.
- Petersell, V., Jüriado, K., Raukas, A., Shtokalenko, M., Täht-Kok, K., 2015. Quaternary deposits and weathered bedrock material as a source of dangerous radon emissions in Estonia. Geologos, 21(2), 139-147.
- Petersell, V., Täht-Kok, K., Karimov, M., Milvek, H., Nirgi, S., Raha, M., Saarik, K., 2016. Radon in the soil air of Estonia. Journal of Environmental Radioactivity.
- Пец, Л., Ваганов, П., Конт, И., Халда, И., Свенке, Г., Шнир, К., Юга, К., 1985. Микроэлементы в золах сланца-кукерсита Прибалтийской ГРЭС. – Горючие сланцы, № 2/5, с. 379–390.
- Radiation protection 112. Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. European Commission, Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, 1999.
- Radooniohutu hoone projekteerimine, 2003. Eesti Standard EVS 840:2003. Eesti Standardikeskus. Ametlik väljaanne, 16 lk
- Radooniohutu hoone projekteerimine, 2009. Eesti Standard EVS 840:2009. Eesti Standardikeskus. Ametlik väljaanne, 18 lk.
- Raudsep, R., Samuel, G., 1999. Radooniohu piiritlemine. Eesti projekteerimisnormid EPN 12.2., ET Eesti Ehitusteave.
- Raukas, A., Koch, R., Jüriado, K., Järvellill, I.- J., 2014. Anomalous radioactivity level and high concentrations of heavy minerals in Lemme area, South-West Estonia. Baltica, 27(2), 93-104.
- Realo, E., Viik, T., 1997. Kiirguskaitse sõnastik, Tallinn, EKK, 96 lk.
- Решетов, В.В, Пуминов, Я.А., Капинос, В.М. и др., 1993. Отчет порезультатамаэрогаммаспектрометрических работ на территории Эстонской республики. (Договор 33/6 от 21.10.93). ГТП «Невскгеология», Eesti Kiirguskeskus.
- Rõõmusoks, A., 1983. Eesti aluspõhja geoloogia. Tallinn, "Valgus", 224 lk.
- Sakoda A., Ishimori koda A., Yamaoka K., 2011. A comprehensive review of radon emanation measurements for mineral, rock, soil, mill tailing and fly ash. Applied Radiation and Isotopes 69. 1422-1435.
- Salminen, R. (Chief-editor), 2005. Geochemical Atlas of Europe. Part 1. Geological Survey of Finland, Espoo.
- Саммет, Э.Ю., Насонова, Л.Д., Киселёв, В.И., 1974. Отчет о результатах проверки редкометального оруднения в верхнедевонских отложениях Псковской области в 1973–1974 гг. Ленинград, EGF 3280.
- Соловов А.П., Архипов А.Я., Бугров В.А., Воробьев С.А., Гершман Д.М., Григорян С.В., Киятовский Е.М., Матвеев А.А., Миляев С.А., Николаев В.А., Перельман А.И., Шваров Ю.В., Юфа Б.Я., Ярошевский А.А. Справочник по геохимическим методам полезных ископаемых. Недра, Москва, 1990 г., 335 стр., УДК: 550.84, ISBN: 5-247-01070-1.
- Specific Safety Guide No. SSG-32, 2015. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. International Atomic Energy Agency, Vienna, 89 p.
- Szabo K. Z., Jordan G., Horvath A., Szabo C., 2013. Dynamics of soil gas radon concentration in a highly permeable soil based on a long-term high temporal resolution observation series. Journal of Environmental Radioactivity 124: 74-83.
- STUK; MaaRYL 2010 Talonrakennuksen maatyöt.
- Sundal A. V., Henriksen H., Lauritzen S. E., Soldal O., Strand T., Valen V., 2004. Geological and geochemical factors affecting radon concentrations in dwellings located on permeable glacial sediments – a case study from Kinsarvik, Norway. Environmental Geology 45: 843-858.
- Suuroja, K., 2006. Baltic Klint in North Estonia as a symbol of Estonian Nature, Tallinn, 224.
- Suuroja, K., All, T., Kaljuläte, K., Kõiv, M., Morgen, E., Vahtra, T., 2003. Baaskaardi Tallinna (6334) ja Rohuneeme (7312) lehe geoloogilis-geofüüsikalise kaardikomplekti kasutamine ja digitaalse andmebaasi loomine. M 1:50 000. Tallinn, EGF 7592.
- Таллманн, В., 1969. Отчет по теме: «изучение тяжелой фракции девонских отложений Эстонии» ССР, Tallinn, EGF 3027.
- Turekian, K., Wedepohl, K., 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. - Bull., Geol. Soc. of Amer., v. 72, N 2.
- Täht-Kok, K., Shtokalenko, M., Petersell, V., 2012. High concentrations of Rn in soil air reveal a fracture zone in the bedrock of the Tapa area, Estonia. In: Geological Aspects of Radon Risk Mapping (Barnet, I., Neznal, M., Pacheroová, P., eds). Czech Geological Survey, RADON v.o.s., Prague, p. 216—221.
- UNSCEAR 1993. United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations 54. ISBN 92-1-1-142200-0.
- UNSCEAR 2000. United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation. Annex B of the UNSCEAR Report to the General Assembly. Vol. 1. UN. New York, 74 p.
- UNSCEAR 2008. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. (Vol 1, Annex B: Exposures of The Public and Workers from Various Sources of Radiation, p. 404.) New York, 2010.
- Vallner, L., Sildvee, H., Torim, A., 1988. Resent crustal movements in Estonia. J. Geodynamics, 9, pp. 215–223.
- Viiding, H., 1961. Võrdlevaid andmeid erivärviliste devoni liivakivide mineraloogiast ja litoloogiast. - Geoloogilised märkmed N 2. Tallinn, lk. 34–39.
- VE 2006. Väike entsüklopeedia.
- Viiding, H., 1984. Eesti mineraalid ja kivimid. Tallinn, Valgus, 247 lk.
- Вииндинг, Х., Клеесмент, А., Конса, М., Хейнсалю, И., Юргенсон, Э., 1983. Эволюция минерального состава терригенного компонента осадочного чехла на южном склоне Балтийского щита.- В кн.: Терригенные минералы осадочных пород Прибалтики. Таллинн, стр. 7–22.
- Wedepohl, K. H., 1995. The composition of the continental crust. Geochimica et Cosmochimica Acta. 59, 7, 1217–1232.
- Winkler R., Ruckerbauer F., Bunzl K., 2001. Radon concentration in soil gas: a comparison of the variability resulting from different methods spacial heterogeneity and seasonal fluctuations. Science of the Total Environment 272: 273–282.
- WHO 2009. WHO handbook on indoor radon, a public health perspective. H.Z.a.F. Shannoun (Ed.), World Health Organization, Geneva.
- Interneti allikad:
Eesti Tervisestatistika- ja terviseuuringute andmebaas 2016. <http://pxweb.tai.ee/PXWeb2015/index.html>

Lisa

Appendix

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
10	kla	33	0.82	11.47	5.04	157.56	0.656	158
22	kla	754	6.30	37.23	13.23	511.64	2.442	754
43	t	90	2.58	4.16	10.08	61.13	0.639	90
49	fgl	78	2.46	2.95	10.74	50.25	0.590	78
51	t	16	1.51	2.08	4.10	30.57	0.323	31
61	mp	0	2.20	3.10	8.70	48.24	0.528	48
79	mp	9	2.13	5.58	9.27	86.77	0.634	87
89	mp	317	1.26	11.53	5.99	179.42	0.723	317
105	t	53	1.39	2.58	6.68	37.98	0.383	53
108	t	88	2.84	2.46	11.40	36.12	0.622	88
115	lgl	58	0.82	2.58	4.85	40.87	0.288	58
123	t	212	2.05	8.61	7.71	126.58	0.719	212
128	t	52	1.39	5.99	6.48	88.01	0.519	88
133	t	17	1.89	11.21	6.49	164.87	0.785	165
140	b	4	1.89	0.88	3.47	12.59	0.301	13
143	t	0	1.31	4.76	4.26	69.92	0.416	70
145	t	29	1.64	3.78	4.47	55.57	0.414	56
152	mp	68	1.00	1.00	2.80	15.56	0.200	68
153	t	95	0.44	12.22	7.62	179.69	0.699	180
158	t	10	0.69	5.42	8.13	79.66	0.456	80
166	t	58	1.76	3.65	4.16	53.72	0.415	58
174	t	20	1.13	2.27	3.97	33.34	0.290	33
181	t	59	0.38	5.80	5.04	85.21	0.377	85
189	fgl	18	2.08	2.02	10.21	34.32	0.502	34
195	t	13	1.31	3.12	5.51	45.83	0.373	46
197	lgl	77	0.65	5.51	6.67	87.18	0.427	87
200	b	44	1.96	0.65	3.26	9.32	0.294	44
206	t	5	1.74	3.70	8.77	54.36	0.507	54
221	fgl	5	1.23	1.31	8.56	22.22	0.352	22
223	t	22	0.82	3.28	6.49	48.16	0.349	48
232	kla	101	1.31	5.41	7.13	74.37	0.500	101
245	lgl	1	1.13	0.76	2.33	11.96	0.195	12
254	fgl	16	2.61	2.39	8.19	40.73	0.532	41
260	fgl	13	1.95	1.58	7.50	26.81	0.416	27
262	fgl	24	4.42	3.26	16.17	55.54	0.914	56
267	fgl	8	3.34	1.32	7.43	22.52	0.548	23
273	lgl	49	1.39	1.83	3.59	28.91	0.290	49
282	t	2	0.19	0.69	0.88	10.19	0.066	10
290	lgl	11	1.26	1.07	4.73	16.95	0.269	17
300	kla	386	5.48	26.21	12.92	360.14	1.899	386
305	kla	290	2.27	7.31	13.36	100.42	0.801	290
307	b	71	3.20	5.10	10.60	72.81	0.752	73
327	kla	100	5.73	30.68	12.22	421.60	2.095	422
333	kla	222	5.73	31.88	12.79	438.05	2.155	438

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
362	t	45	1.20	6.11	9.95	89.84	0.573	90
373	b	2	2.58	0.69	4.73	9.89	0.390	10
386	b	8	2.68	0.94	4.42	13.46	0.404	13
402	lga	67	2.58	4.85	10.02	70.62	0.666	71
427	lgl	0	2.70	1.40	4.10	22.15	0.418	22
440	t	0	6.00	25.50	14.70	374.90	1.960	375
446	t	29	2.21	3.61	7.87	53.05	0.534	53
447	fgl	10	2.27	0.82	4.16	13.94	0.351	14
464	mp	60	1.60	3.34	6.60	51.90	0.434	60
466	fgl	67	1.83	7.25	7.56	123.33	0.637	123
471	t	101	2.21	3.15	10.14	46.31	0.560	101
478	fgl	12	1.39	1.26	9.89	21.45	0.393	21
481	t	13	1.89	2.21	4.66	32.42	0.379	32
483	fgl	9	1.07	0.95	4.60	16.09	0.241	16
494	kla	572	2.95	25.50	10.41	350.44	1.559	572
506	lgl	54	0.15	0.65	0.87	10.32	0.059	54
509	b	29	2.10	1.60	7.40	22.77	0.431	29
517	b	31	1.45	1.89	5.44	26.91	0.336	31
519	fgl	28	0.87	1.52	4.06	25.92	0.234	28
521	lga	70	1.89	2.90	8.51	42.19	0.484	70
522	mp	112	2.58	5.10	12.10	79.41	0.718	112
524	mp	16	2.54	6.02	11.75	93.65	0.744	94
536	t	31	2.46	5.61	15.75	82.43	0.799	82
538	mp	32	2.33	2.58	8.25	40.20	0.512	40
545	b	11	2.14	1.89	4.79	26.98	0.395	27
547	b	7	2.58	2.14	6.99	30.58	0.495	31
551	b	10	2.27	1.70	6.68	24.28	0.438	24
556	b	16	1.26	1.32	3.97	18.89	0.264	19
558	t	3	2.39	2.77	9.51	40.75	0.551	41
569	fgl	15	1.13	1.26	7.18	21.45	0.312	21
570	b	6	0.82	0.76	2.02	10.79	0.156	11
576	t	28	1.32	5.17	6.36	75.95	0.476	76
578	kla	244	2.02	14.11	9.14	193.92	0.970	244
584	kla	24	2.46	4.92	11.64	67.61	0.689	68
591	fgl	13	1.56	3.03	5.41	51.65	0.394	52
594	fgl	5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	5
613	fgl	20	2.02	1.45	11.84	24.67	0.505	25
614	mp	47	2.08	1.83	7.25	28.43	0.435	47
615	mp	12	1.26	0.88	4.16	13.73	0.250	14
616	mp	41	2.27	2.21	10.08	34.31	0.526	41
617	kla	38	1.89	2.27	6.74	31.17	0.423	38
618	lgl	3	1.39	0.57	4.54	8.97	0.257	9
619	fgl	32	2.46	2.46	11.78	41.83	0.590	42
620	mp	55	2.79	0.82	6.31	12.76	0.448	55
624	b	44	1.15	11.97	9.51	170.91	0.800	171
631	kla	228	1.83	9.32	7.50	128.13	0.721	228
636	mp	42	2.84	1.76	9.39	27.45	0.553	42
637	mp	58	2.46	2.27	7.81	35.30	0.503	58
638	mp	55	2.71	2.77	9.51	43.14	0.584	55
639	b	91	2.02	3.59	10.33	51.26	0.562	91

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
641	b	54	0.69	3.09	4.47	44.07	0.288	54
643	mp	9	1.30	4.10	5.50	63.81	0.412	64
645	b	80	1.20	11.59	6.80	165.49	0.735	165
646	mp	78	0.90	7.13	6.40	111.02	0.514	111
647	mp	219	1.23	10.17	8.12	158.24	0.706	219
661	mp	55	2.62	4.02	14.27	62.53	0.721	63
664	mp	202	0.90	4.70	5.80	73.14	0.402	202
666	t	31	1.90	3.80	10.90	55.87	0.570	56
668	lgl	32	0.57	3.59	4.03	56.82	0.286	57
673	kla	62	0.32	11.03	3.91	151.50	0.563	152
677	b	1	3.09	1.26	6.30	17.99	0.497	18
678	kla	0	5.00	29.11	15.42	400.02	2.019	400
684	b	3	1.39	0.13	6.68	1.80	0.282	3
688	b	11	1.95	1.01	2.52	14.39	0.294	14
689	kla	67	0.44	14.62	4.54	200.85	0.736	201
690	mp	201	3.09	9.26	10.02	144.12	0.899	201
693	b	26	2.08	1.89	5.99	26.98	0.412	27
694	mp	38	2.77	3.91	13.86	60.79	0.724	61
701	mp	169	1.32	3.47	5.17	53.92	0.382	169
706	mp	158	1.20	3.40	8.50	52.91	0.433	158
713	kla	63	0.06	10.08	5.23	138.51	0.524	139
718	mp	132	0.80	2.30	5.50	35.79	0.287	132
721	mp	92	2.00	5.40	12.10	84.04	0.670	92
727	kla	182	3.02	5.92	11.28	81.38	0.781	182
733	b	105	1.00	8.10	5.30	115.63	0.541	116
734	lgl	22	1.60	4.80	8.10	75.95	0.524	76
759	mp	85	0.50	3.20	3.70	49.80	0.257	85
764	kla	80	1.32	3.28	6.74	45.02	0.406	80
772	kla	78	1.01	1.45	4.03	19.91	0.244	78
777	kla	37	0.76	4.16	3.47	57.14	0.318	57
786	b	12	2.21	2.08	3.84	29.68	0.390	30
787	kla	236	1.56	5.00	5.00	68.74	0.466	236
788	fgl	13	4.76	3.20	17.55	54.44	0.974	54
797	fgl	160	2.65	13.86	8.69	235.94	1.016	236
800	kla	88	0.69	11.28	6.99	154.96	0.674	155
801	mp	30	1.60	1.10	4.40	17.12	0.298	30
802	b	9	3.21	1.64	7.43	23.38	0.548	23
804	lga	113	1.76	7.31	6.80	106.38	0.618	113
806	lgl	4	1.01	1.26	8.69	19.94	0.330	20
807	b	0	1.39	1.07	5.73	15.29	0.302	15
808	lgl	35	2.58	2.90	10.33	45.85	0.592	46
809	kla	23	1.20	4.91	5.17	67.53	0.428	68
810	b	9	2.08	2.52	15.75	35.98	0.633	36
813	kla	16	0.32	9.77	5.29	134.19	0.539	134
814	mp	172	1.76	6.93	7.69	107.85	0.620	172
816	mp	71	1.52	4.40	7.90	68.47	0.495	71
817	mp	60	1.26	2.14	5.42	33.33	0.326	60
818	mp	70	1.97	3.20	8.77	49.77	0.510	70
819	t	58	1.51	4.28	7.69	62.98	0.486	63
820	t	30	0.88	6.80	4.60	100.03	0.462	100

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
828	kla	55	0.57	17.51	9.14	240.67	0.959	241
834	kla	85	1.76	11.34	7.06	155.83	0.788	156
837	kla	340	1.51	12.41	3.91	170.55	0.743	340
840	b	32	2.77	1.64	7.94	23.38	0.512	32
841	b	3	2.21	1.13	4.73	16.19	0.369	16
842	t	30	1.26	9.58	6.49	140.79	0.653	141
843	t	31	0.57	9.70	4.54	142.64	0.547	143
844	kla	330	3.91	20.98	11.78	288.28	1.499	330
846	fgl	49	1.51	4.73	6.30	80.44	0.476	80
847	fgl	42	2.02	2.14	8.44	36.46	0.465	42
848	fgl	41	1.13	1.32	2.71	22.52	0.226	41
854	mp	99	2.38	4.51	13.12	70.19	0.693	99
856	mp	12	1.64	2.95	5.33	45.94	0.397	46
857	lgl	17	1.56	1.89	5.25	29.84	0.343	30
858	b	11	2.90	2.02	8.13	28.78	0.545	29
859	t	61	4.91	23.94	12.41	351.97	1.738	352
861	kla	68	0.82	7.69	6.43	105.62	0.528	106
862	t	28	0.82	8.38	5.54	123.19	0.539	123
863	mp	21	1.97	0.82	5.74	12.76	0.352	21
866	mp	11	1.20	2.60	3.50	40.46	0.301	40
869	lgl	66	2.58	1.95	8.38	30.90	0.515	66
870	mp	23	2.08	3.34	9.20	51.96	0.536	52
873	b	54	0.38	1.89	3.65	26.98	0.190	54
874	b	25	0.32	2.14	21.55	30.58	0.551	31
875	b	1	0.50	0.50	1.58	7.20	0.104	7
877	b	4	0.59	4.35	7.12	62.06	0.382	62
882	kla	50	0.88	6.43	5.17	88.30	0.458	88
884	mp	14	1.89	1.45	5.42	22.55	0.363	23
885	mp	20	1.58	0.82	4.79	12.75	0.292	20
886	b	10	1.89	1.20	5.29	17.09	0.350	17
887	b	40	0.63	7.50	3.84	107.03	0.449	107
892	lgl	24	2.65	2.08	13.17	32.89	0.622	33
896	mp	62	1.26	0.82	2.90	12.75	0.222	62
897	mp	13	1.07	0.63	1.64	9.80	0.169	13
898	fgl	12	1.07	0.82	2.71	13.96	0.198	14
899	fgl	18	1.58	1.58	5.17	26.81	0.331	27
900	fgl	29	2.13	1.72	6.48	29.31	0.420	29
901	fgl	33	2.08	4.10	8.95	69.71	0.562	70
902	mp	52	1.89	1.70	6.11	26.47	0.387	52
903	lgl	73	2.58	2.46	11.09	38.88	0.589	73
905	mp	35	1.64	1.15	5.41	17.87	0.325	35
906	lga	112	2.52	3.59	12.92	52.27	0.666	112
907	mp	21	1.01	1.13	4.28	17.65	0.236	21
908	lgl	11	2.02	1.76	9.70	27.91	0.475	28
909	mp	11	1.32	1.07	4.79	16.67	0.276	17
911	mp	14	1.45	0.95	5.86	14.71	0.306	15
912	mp	26	1.39	1.32	3.97	20.59	0.277	26
913	b	13	2.84	0.76	2.84	10.79	0.381	13
914	mp	36	2.02	2.21	10.14	34.31	0.502	36
916	fgl	78	1.64	0.44	4.35	7.51	0.274	78

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
917	b	18	3.21	1.45	6.36	20.69	0.519	21
919	mp	64	2.05	22.96	19.35	357.31	1.540	357
921	mp	0	2.00	6.01	9.56	93.47	0.644	93
923	b	0	0.13	0.19	0.95	2.70	0.040	3
930	lgl	108	2.46	2.77	8.57	43.86	0.539	108
933	lgl	92	2.46	3.97	9.83	62.80	0.613	92
934	b	6	2.52	0.76	3.40	10.79	0.359	11
935	mp	0	3.36	4.67	15.33	72.74	0.846	73
940	mp	90	2.46	3.97	10.21	61.77	0.621	90
941	fgl	35	2.62	5.49	15.09	93.53	0.798	94
943	mp	26	1.89	1.95	11.72	30.39	0.510	30
945	lgl	25	1.83	1.95	8.06	30.90	0.430	31
947	lgl	8	1.64	0.63	4.28	9.97	0.281	10
948	b	16	2.21	1.64	7.25	23.38	0.440	23
949	mp	82	1.70	13.17	7.06	204.91	0.857	205
951	b	10	2.39	0.69	3.47	9.89	0.345	10
952	fgl	10	1.20	0.82	3.91	13.94	0.235	14
954	fgl	88	1.64	2.65	5.80	45.04	0.394	88
960	b	10	2.02	1.20	10.14	17.09	0.460	17
961	b	3	2.71	0.63	5.29	8.99	0.412	9
962	lgl	11	1.64	3.59	16.07	56.82	0.638	57
963	kla	184	1.58	11.78	8.51	161.89	0.816	184
966	lgl	7	1.51	0.76	4.85	11.96	0.284	12
967	fgl	15	3.28	2.02	12.98	34.32	0.681	34
968	lgl	10	2.65	2.02	13.55	31.90	0.627	32
969	b	10	2.21	1.32	6.99	18.89	0.422	19
970	b	7	1.13	1.39	3.84	19.79	0.251	20
971	fgl	8	3.34	2.39	11.03	40.75	0.664	41
972	mp	28	2.79	3.36	10.33	52.32	0.633	52
973	kla	263	1.51	8.44	5.36	116.01	0.609	263
974	lgl	3	1.39	1.39	6.49	21.93	0.330	22
975	b	17	2.27	2.08	13.04	29.68	0.580	30
988	lgl	101	0.88	10.96	6.74	173.45	0.675	173
993	mp	91	1.72	6.23	9.02	96.98	0.614	97
994	kla	106	1.70	6.43	12.03	88.30	0.680	106
997	fgl	44	3.77	1.97	9.68	33.50	0.664	44
999	kla	48	2.39	3.15	31.37	43.29	1.004	48
1000	lga	53	1.31	5.58	8.53	81.17	0.535	81
1001	lga	515	2.90	13.92	13.80	202.68	1.146	515
1002	lga	25	1.51	2.90	7.31	42.19	0.421	42
1004	fgl	96	1.64	9.10	8.61	154.95	0.715	155
1005	lgl	0	1.45	2.02	10.90	31.90	0.450	32
1006	fgl	64	1.70	2.84	4.73	48.26	0.387	64
1007	mp	40	1.31	8.20	7.63	127.61	0.624	128
1008	mp	131	1.97	4.67	9.68	72.74	0.589	131
1011	fgl	51	3.20	2.71	12.71	46.07	0.696	51
1012	b	2	3.02	0.50	4.16	7.20	0.416	7
1013	b	19	3.02	3.02	10.40	43.17	0.644	43
1015	fgl	21	1.32	2.33	4.98	39.68	0.332	40
1018	b	11	1.70	1.76	3.40	25.18	0.316	25

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1020	t	250	1.31	5.41	6.07	79.57	0.479	250
1023	t	38	2.77	18.27	8.95	268.61	1.214	269
1025	mp	18	1.15	0.82	4.59	12.76	0.244	18
1026	mp	27	0.98	1.23	0.49	19.14	0.162	27
1027	fgl	43	0.82	0.57	2.65	9.65	0.161	43
1028	lgl	27	0.98	0.41	3.69	6.49	0.192	27
1029	lgl	27	1.13	1.83	8.63	28.91	0.365	29
1030	mp	39	1.58	1.32	6.43	20.59	0.346	39
1032	mp	0	0.82	1.01	2.77	15.69	0.181	16
1033	mp	73	1.51	1.89	5.80	29.41	0.350	73
1034	mp	20	0.90	0.49	3.03	7.66	0.174	20
1035	b	13	1.01	0.88	2.65	12.59	0.193	13
1036	b	1	1.01	0.57	4.35	8.09	0.214	8
1037	lgl	16	1.07	1.20	4.73	18.94	0.254	19
1039	mp	12	1.76	1.70	6.11	26.47	0.374	26
1040	b	12	2.27	1.39	16.13	19.79	0.614	20
1041	b	11	2.13	0.74	4.67	10.54	0.344	11
1042	mp	28	1.70	1.58	6.17	24.51	0.364	28
1045	mp	3	1.51	0.76	3.02	11.77	0.248	12
1047	b	10	0.50	6.30	3.02	89.94	0.371	90
1048	b	21	0.63	3.91	2.84	55.76	0.282	56
1052	fgl	13	0.32	3.28	5.36	55.77	0.274	56
1057	lgl	43	1.00	6.90	3.30	109.17	0.452	109
1059	mp	33	1.70	0.95	4.10	14.71	0.296	33
1060	mp	26	1.83	2.14	6.74	33.33	0.411	33
1062	mp	22	2.08	1.95	7.50	30.39	0.445	30
1063	lgl	30	1.51	2.46	7.56	38.88	0.408	39
1066	mp	33	2.14	1.58	6.17	24.51	0.409	33
1067	mp	10	2.18	2.47	8.05	38.36	0.487	38
1068	mp	38	2.33	2.90	13.61	45.10	0.632	45
1071	mp	22	1.70	1.32	6.05	20.59	0.351	22
1072	mp	13	1.26	1.45	4.79	22.55	0.285	23
1076	mp	14	2.63	2.73	8.74	42.48	0.558	42
1077	mp	100	2.33	4.28	10.96	66.67	0.636	100
1078	mp	117	2.28	4.19	7.10	65.14	0.549	117
1080	mp	8	1.51	1.32	5.73	20.59	0.325	21
1081	mp	19	1.26	1.26	4.91	19.61	0.280	20
1082	mp	130	1.89	3.21	7.94	50.00	0.486	130
1084	mp	242	2.42	5.67	9.20	88.24	0.666	242
1085	fgl	18	1.89	1.58	7.37	26.81	0.407	27
1086	fgl	7	1.26	0.88	4.03	15.01	0.247	15
1087	kla	20	1.91	1.37	6.10	18.76	0.375	20
1088	mp	80	2.77	2.90	10.46	45.10	0.614	80
1090	lgl	9	0.57	1.20	3.59	18.94	0.179	19
1091	lgl	12	2.21	1.83	11.91	28.91	0.541	29
1093	fgl	38	1.13	1.95	4.47	33.25	0.287	38
1094	lgl	12	1.32	1.07	4.54	16.95	0.271	17
1095	mp	31	2.39	2.33	9.77	36.28	0.538	36
1096	mp							

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1109	mp	23	1.64	1.15	5.00	17.87	0.317	23
1110	lgl	55	2.39	3.02	8.88	47.85	0.549	55
1111	lga	22	2.33	2.46	11.53	35.77	0.572	36
1112	mp	72	2.58	3.40	10.52	52.94	0.617	72
1113	mp	20	1.95	4.22	8.57	65.69	0.546	66
1114	lga	29	2.27	2.21	9.20	32.10	0.509	32
1115	kla	87	1.51	5.42	7.50	74.45	0.528	87
1116	mp	74	2.05	4.02	8.36	62.53	0.544	74
1117	mp	36	3.64	1.82	10.74	28.32	0.666	36
1118	lgl	18	0.90	2.79	4.76	44.11	0.303	44
1119	fgl	28	1.94	2.47	7.54	41.96	0.453	42
1121	mp	9	1.64	1.13	6.49	17.65	0.346	18
1122	mp	56	1.83	1.13	6.11	17.65	0.358	56
1123	b	35	3.50	2.70	9.90	38.54	0.670	39
1124	mp	11	0.20	0.30	2.10	4.67	0.075	11
1125	mp	14	1.52	1.16	5.00	18.05	0.305	18
1126	mp	27	2.14	1.26	7.06	19.61	0.414	27
1128	mp	18	2.46	2.90	10.40	45.10	0.581	45
1130	t	18	1.72	3.94	8.28	57.87	0.505	58
1131	mp	48	0.57	0.66	2.95	10.21	0.145	48
1133	mp	7	1.83	1.39	6.80	21.57	0.382	22
1135	b	9	0.44	0.19	1.95	2.70	0.092	9
1136	mp	5	1.31	2.46	5.74	38.28	0.351	38
1148	lgs	0	3.09	0.63	9.07	8.60	0.526	9
1149	t	17	1.51	5.48	6.49	80.58	0.511	81
1161	lgs	0	3.65	1.13	10.90	15.49	0.642	15
1175	kla	380	6.36	31.69	12.60	435.46	2.209	435
1176	fgl	32	3.40	3.28	13.92	55.77	0.764	56
1177	fgl	44	1.89	1.76	7.69	30.03	0.421	44
1185	fgl	13	0.95	6.74	4.79	114.76	0.470	115
1192	kla	154	2.39	10.52	9.26	144.57	0.864	154
1203	lgl	15	1.39	0.95	5.54	14.95	0.293	15
1206	lgl	25	0.95	1.01	2.52	15.95	0.189	25
1207	lgl	0	2.14	1.13	5.29	17.94	0.374	18
1216	lga	0	1.51	1.13	3.02	16.51	0.263	17
1217	lga	0	2.08	0.57	3.15	8.25	0.301	8
1220	lgl	31	3.36	2.79	11.32	44.11	0.688	44
1222	lgl	110	2.39	4.98	10.71	78.75	0.666	110
1228	fgl	131	1.32	7.25	9.77	123.33	0.629	131
1231	b	0	1.10	3.80	4.20	54.25	0.353	54
1232	mp	0	4.92	2.62	13.86	40.84	0.893	41
1235	lga	26	3.09	0.82	6.49	11.92	0.482	26
1237	fgl	27	2.77	1.64	11.53	27.88	0.584	28
1239	lgl	11	2.14	1.07	8.51	16.95	0.435	17
1241	fgl	10	2.96	2.21	13.23	37.54	0.661	38
1244	b	27	3.02	1.70	9.20	24.28	0.566	27
1253	fgl	221	0.98	10.91	6.72	185.66	0.683	221
1260	fgl	42	2.33	1.83	9.14	31.10	0.498	42
1261	mp	15	1.64	1.80	5.00	28.07	0.343	28
1262	fgl	0	1.20	1.00	2.90	17.02	0.223	17

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1263	lgl	2	1.51	0.82	5.23	12.96	0.294	13
1264	mp	0	2.87	2.62	12.96	40.84	0.663	41
1265	mp	11	0.63	0.69	2.58	10.78	0.145	11
1266	b	7	0.06	0.63	5.10	8.99	0.134	9
1267	mp	28	2.96	2.77	15.75	43.14	0.735	43
1270	b	5	1.83	1.13	6.24	16.19	0.360	16
1271	b	11	1.58	1.89	6.87	26.98	0.378	27
1274	lga	262	3.21	3.28	18.59	47.69	0.838	262
1276	fgl	78	0.50	0.19	0.95	3.22	0.079	78
1277	b	6	1.01	0.06	1.13	0.90	0.129	6
1278	lgl	2	1.83	0.95	2.52	14.95	0.278	15
1279	lgl	6	2.08	1.51	5.29	23.92	0.383	24
1280	lgl	78	0.82	5.17	4.91	81.74	0.395	82
1281	lga	0	1.39	26.71	5.48	388.85	1.348	389
1282	mp	102	2.55	8.10	9.65	126.04	0.788	126
1283	kla	182	2.27	7.75	6.62	106.48	0.684	182
1285	mp	57	2.79	2.21	10.25	34.45	0.584	57
1286	mp	0	2.20	3.60	11.30	56.02	0.601	56
1287	mp	139	1.58	8.06	6.80	125.49	0.629	139
1288	fgl	63	0.98	8.45	7.54	143.78	0.599	144
1289	mp	104	1.23	9.10	8.45	141.65	0.669	142
1290	fgl	80	0.88	6.93	6.30	117.97	0.501	118
1291	lgl	8	2.46	2.14	9.39	33.89	0.529	34
1292	lgs	0	3.21	3.47	11.97	47.32	0.713	47
1293	mp	11	2.52	2.46	10.27	38.24	0.567	38
1296	mp	1	3.47	4.03	16.57	62.75	0.855	63
1297	fgl	29	2.14	2.02	8.25	34.32	0.469	34
1298	lga	10	1.76	1.45	4.41	21.09	0.330	21
1299	lga	86	3.59	4.03	13.67	58.69	0.810	86
1301	lga	40	2.65	2.33	10.27	33.93	0.574	40
1302	mp	20	2.52	1.83	8.38	28.43	0.503	28
1303	lga	18	3.28	1.83	8.06	26.60	0.575	27
1304	mp	72	1.26	0.76	2.90	11.77	0.219	72
1305	lgl	5	2.08	0.88	4.28	13.96	0.337	14
1306	lga	27	3.02	2.71	10.52	39.44	0.634	39
1309	lgl	3	2.14	1.39	6.36	21.93	0.405	22
1310	mp	109	3.40	2.33	11.72	36.28	0.681	109
1312	ml	60	3.09	2.46	9.26	43.08	0.605	60
1315	mp	17	1.51	1.70	4.10	26.47	0.308	26
1317	lgl	29	4.35	2.79	13.86	44.11	0.841	44
1318	mp	46	1.70	1.45	4.16	22.55	0.318	46
1319	lga	8	3.02	1.45	7.06	21.09	0.513	21
1320	mp	73	3.09	3.47	14.05	53.92	0.742	73
1321	lgl	15	2.65	1.45	9.39	22.93	0.521	23
1322	mp	33	1.64	2.14	6.24	33.33	0.382	33
1324	lga	23	1.58	3.72	6.24	54.11	0.440	54
1325	lga	27	2.52	2.84	13.10	41.27	0.639	41
1329	lga	15	2.71	2.90	10.96	42.19	0.618	42
1331	mp	68	1.47	3.78	9.20	58.83	0.491	68
1332	lga	111	3.59	3.09	14.49	44.94	0.787	111

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1333	lgl	80	3.09	3.28	13.48	51.83	0.723	80
1334	lgl	88	3.72	4.10	19.34	64.79	0.939	88
1337	mp	21	2.84	3.78	15.75	58.83	0.763	59
1338	fgl	131	2.33	7.88	11.72	134.06	0.798	134
1339	mp	124	1.01	5.54	4.66	86.28	0.425	124
1340	mp	54	3.47	4.03	14.05	62.75	0.804	63
1341	lgl	39	2.90	1.89	8.19	29.90	0.541	39
1343	kla	105	2.46	6.55	12.98	90.03	0.782	105
1344	mp	99	2.39	11.09	18.20	172.62	1.066	173
1345	mp	108	2.02	4.16	8.19	64.71	0.543	108
1346	mp	0	1.64	6.87	9.70	106.87	0.645	107
1348	mp	21	2.90	3.02	11.21	47.06	0.648	47
1349	mp	43	2.46	3.65	11.28	56.86	0.629	57
1351	mp	0	2.02	7.94	10.08	123.53	0.735	124
1352	lga	227	3.34	4.60	14.99	66.95	0.833	227
1353	lgl	172	3.09	3.59	10.33	56.82	0.673	172
1354	lgl	66	2.77	2.58	7.18	40.87	0.536	66
1355	lgl	16	2.21	1.13	4.85	17.94	0.371	18
1357	lgl	6	2.90	1.95	8.76	30.90	0.555	31
1358	lgl	38	2.77	3.21	12.92	50.84	0.676	51
1359	mp	59	1.64	6.17	8.44	96.08	0.591	96
1360	kla	206	0.63	13.29	5.29	182.67	0.716	206
1361	kla	56	0.57	10.21	4.47	140.25	0.566	140
1362	lgl	31	2.46	3.09	9.14	48.84	0.563	49
1364	mp	47	2.84	2.02	8.95	31.37	0.555	47
1365	kla	231	1.20	14.87	7.56	204.31	0.884	231
1368	mp	78	1.01	6.30	5.48	98.04	0.472	98
1369	kla	99	0.88	15.44	5.23	212.10	0.829	212
1370	kla	306	1.51	17.07	9.58	234.61	1.048	306
1371	kla	71	0.50	9.83	4.35	135.05	0.542	135
1372	mp	58	3.28	2.84	12.98	44.12	0.714	58
1373	kla	577	1.26	25.01	7.81	343.69	1.312	577
1374	kla	120	1.56	13.78	8.20	189.30	0.890	189
1375	kla	84	0.44	8.76	4.47	120.33	0.494	120
1376	kla	266	1.01	7.75	4.79	106.48	0.518	266
1377	mp	28	1.32	1.26	4.03	19.61	0.269	28
1378	lgs	51	3.34	2.77	13.80	37.85	0.735	51
1379	mp	8	3.44	2.13	9.43	33.18	0.632	33
1380	mp	30	2.46	2.02	8.63	31.37	0.509	31
1381	kla	295	2.02	10.84	12.73	148.90	0.907	295
1383	mp	237	1.39	8.45	7.13	131.44	0.633	237
1385	fgl	113	2.77	2.77	10.46	47.19	0.609	113
1386	lgs	0	3.80	2.50	13.60	34.14	0.767	34
1387	mp	105	1.83	3.47	6.74	53.92	0.466	105
1388	mp	75	2.08	1.70	5.48	26.47	0.394	75
1389	mp	42	2.96	3.02	11.40	47.06	0.658	47
1390								

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1395	mp	34	3.28	3.15	11.84	49.02	0.705	49
1397	lgl	95	3.40	2.96	14.87	46.85	0.770	95
1398	lgl	67	3.40	3.84	13.36	60.81	0.776	67
1399	mp	15	2.21	1.56	8.04	24.25	0.453	24
1400	lgl	94	3.34	3.59	13.67	56.82	0.766	94
1402	mp	67	2.54	4.92	9.18	76.57	0.648	77
1403	kla	97	2.65	5.48	10.40	75.32	0.706	97
1405	mp	30	2.77	3.28	9.70	50.98	0.615	51
1407	mp	50	2.96	4.85	12.22	75.49	0.749	75
1410	b	20	2.02	1.20	2.52	17.09	0.308	20
1411	b	26	0.50	2.71	5.92	38.67	0.282	39
1412	lgl	27	0.88	2.71	3.21	42.86	0.266	43
1415	lga	33	3.21	3.84	12.41	55.94	0.738	56
1416	fgl	37	2.58	1.83	6.93	31.10	0.480	37
1417	mp	43	4.10	3.44	11.56	53.60	0.796	54
1420	kla	210	2.52	7.06	11.91	96.96	0.788	210
1421	lgl	75	2.21	3.78	8.44	59.81	0.552	75
1423	kla	269	1.89	20.22	10.52	277.90	1.235	278
1424	mp	110	2.62	7.63	13.86	118.68	0.861	119
1425	mp	56	0.95	6.43	4.60	100.00	0.453	100
1426	kla	134	1.89	5.92	9.01	81.38	0.618	134
1427	kla	17	2.46	7.94	11.78	109.08	0.815	109
1429	mp	208	2.90	7.43	14.68	115.69	0.898	208
1431	kla	384	1.20	14.11	4.98	193.92	0.802	384
1433	kla	71	1.13	6.24	7.43	85.71	0.522	86
1435	mp	160	2.02	3.40	9.95	52.94	0.547	160
1436	kla	166	1.39	15.17	8.20	208.46	0.930	208
1439	kla	236	2.65	6.62	13.99	90.90	0.824	236
1442	kla	316	1.32	20.73	9.83	284.82	1.183	316
1444	lgl	330	1.95	9.95	7.56	157.50	0.761	330
1445	kla	65	4.26	5.33	18.70	73.24	1.033	73
1448	mp	16	3.21	3.97	13.99	61.77	0.774	62
1450	mp	36	2.77	2.90	12.85	45.10	0.662	45
1451	mp	11	1.70	2.08	5.92	32.35	0.379	32
1453	mp	21	2.52	2.46	7.81	38.24	0.517	38
1456	mp	47	2.65	3.28	10.14	50.98	0.611	51
1457	mp	20	3.34	2.96	10.27	46.08	0.672	46
1458	lgl	43	2.71	3.47	9.45	54.82	0.611	55
1459	mp	108	1.95	3.28	7.31	50.98	0.482	108
1460	fgl	137	3.84	5.48	24.26	93.31	1.107	137
1461	fgl	36	1.70	4.35	7.18	74.00	0.498	74
1462	fgl	71	2.46	8.45	11.15	143.78	0.824	144
1463	fgl	35	1.70	4.22	6.43	71.86	0.477	72
1465	mp	93	2.46	3.53	8.95	54.90	0.577	93
1466	lgl	49	3.78	3.21	11.53	50.84	0.753	51
1467	lgl	11	2.27	1.26	5.54	19.94	0.397	20
1469	lga	112	3.34	3.91	14.24	56.86	0.790	112
1475	lga	265	2.65	10.02	13.36	145.82	0.951	265
1476	mp	0	2.14	5.92	7.31	92.16	0.610	92
1478	mp	131	1.51	5.17	8.82	80.39	0.544	131

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1479	mp	67	2.20	6.20	10.30	96.49	0.688	96
1480	fgl	24	1.26	4.54	5.36	77.22	0.423	77
1481	lgl	105	2.30	6.40	8.00	101.26	0.660	105
1484	lga	235	2.27	7.18	9.51	104.55	0.719	235
1487	mp	147	2.71	6.68	13.04	103.92	0.815	147
1489	mp	64	2.27	5.61	9.39	87.26	0.652	87
1490	fgl	51	4.22	5.23	22.18	89.02	1.094	89
1499	b	130	1.70	5.23	3.09	74.65	0.452	130
1501	kla	2131	1.45	6.43	4.60	88.30	0.505	2131
1502	mp	0	2.87	9.92	12.38	154.41	0.951	154
1504	mp	58	3.34	4.22	15.69	65.69	0.832	66
1506	mp	120	1.58	6.62	6.36	102.94	0.561	120
1507	mp	141	1.70	4.79	9.39	74.51	0.560	141
1509	mp	87	2.02	3.21	7.88	50.00	0.498	87
1510	mp	75	2.14	1.89	9.26	29.41	0.484	75
1511	lgl	30	2.71	2.21	11.34	34.89	0.597	35
1513	ml	119	2.77	2.71	11.66	47.50	0.631	119
1514	ml	78	2.84	3.28	17.33	57.44	0.774	78
1515	mp	34	2.08	1.70	8.95	26.47	0.463	34
1517	mp	42	2.84	2.21	10.90	34.31	0.601	42
1518	mp	36	1.83	1.58	7.62	24.51	0.406	36
1519	mp	21	1.70	1.01	6.74	15.69	0.352	21
1520	ml	0	3.40	3.47	12.47	60.75	0.743	61
1521	lga	80	2.77	2.33	11.15	33.93	0.605	80
1522	ml	33	2.46	2.39	10.02	41.97	0.552	42
1525	ml	89	2.71	3.02	10.77	53.02	0.619	89
1526	lga	45	2.33	1.45	7.56	21.09	0.451	45
1527	ml	21	3.21	1.89	9.39	33.14	0.597	33
1528	ml	17	2.52	2.02	8.25	35.35	0.508	35
1530	mp	110	2.33	2.02	7.88	31.37	0.481	110
1533	mp	81	2.08	2.27	8.57	35.30	0.479	81
1534	mp	44	1.39	1.26	5.10	19.61	0.297	44
1536	ml	90	1.89	1.58	6.87	27.61	0.397	90
1537	ml	40	2.46	2.27	12.03	39.76	0.588	40
1538	mp	41	2.46	2.14	10.27	33.33	0.547	41
1539	lga	17	2.33	1.64	7.37	23.84	0.455	24
1540	lgl	3	2.52	1.51	7.37	23.92	0.470	24
1542	lgl	32	2.90	2.02	9.64	31.90	0.575	32
1543	ml	37	3.47	2.90	15.50	50.81	0.787	51
1544	lga	21	3.28	2.65	12.54	38.52	0.698	39
1546	lgl	24	3.15	4.22	16.88	66.79	0.836	67
1549	ml	67	3.15	1.83	13.48	32.03	0.670	67
1550	mp	36	2.71	1.64	11.78	25.49	0.583	36
1551	mp	37	3.02	2.77	15.18	43.14	0.730	43
1553	lgl	49	3.02	1.89	6.55	29.90	0.521	49
1554	mp	0	3.10	3.80	12.70	59.14	0.730	59
1555	lgl	6	2.33	0.76	3.65	11.96	0.345	12
1556	lgl	46	2.52	2.71	7.56	42.86	0.523	46
1557	mp	38	2.58	1.89	10.46	29.41	0.554	38
1558	mp	105	3.53	3.97	12.98	61.77	0.787	105

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1559	mp	37	2.46	2.21	11.47	34.31	0.574	37
1560	mp	41	2.21	2.02	9.83	31.37	0.507	41
1561	mp	54	1.70	1.80	8.00	28.01	0.409	54
1562	mp	51	2.52	3.21	9.64	50.00	0.585	51
1563	mp	79	1.67	2.08	5.73	32.35	0.372	79
1564	lgs	89	2.30	3.20	10.10	43.70	0.571	89
1565	lga	37	2.65	2.39	10.77	34.85	0.587	37
1566	lga	40	2.90	3.09	12.10	44.94	0.668	45
1567	mp	97	2.02	2.39	7.12	37.26	0.449	97
1568	mp	8	2.52	2.58	9.95	40.20	0.565	40
1572	mp	38	2.84	2.77	12.92	43.14	0.665	43
1573	mp	57	2.52	2.65	13.23	41.18	0.633	57
1574	lga	9	3.09	3.15	11.84	45.85	0.685	46
1575	mp	157	2.52	2.52	10.21	39.22	0.568	157
1576	lgl	5	2.77	0.82	4.10	12.96	0.402	13
1577	lga	36	3.02	2.52	13.86	36.68	0.693	37
1578	mp	87	1.32	1.39	4.85	21.57	0.291	87
1579	lga	18	2.65	2.84	11.34	41.27	0.616	41
1580	lgl	0	2.39	2.65	9.83	41.87	0.552	42
1581	mp	109	2.90	1.89	13.61	29.41	0.649	109
1582	lgs	38	2.58	3.09	12.98	42.15	0.653	42
1583	mp	82	2.84	3.15	11.03	49.02	0.643	82
1584	lgl	31	2.02	0.95	7.88	14.95	0.405	31
1585	mp	26	1.40	1.50	4.40	23.34	0.294	26
1586	mp	13	2.14	1.07	8.00	16.67	0.425	17
1587	mp	42	1.32	0.88	4.28	13.73	0.259	42
1588	mp	18	1.07	0.69	3.34	10.78	0.206	18
1589	lga	7	2.08	1.07	7.50	15.59	0.409	16
1590	lgs	0	3.21	3.40	18.77	46.46	0.847	46
1591	fgl	13	1.13	0.06	4.54	1.07	0.210	13
1592	mp	15	0.25	0.32	1.95	4.90	0.078	15
1593	mp	26	1.20	1.26	4.41	19.61	0.264	26
1594	fgl	6	1.01	0.44	3.02	7.51	0.183	8
1595	fgl	11	1.20	1.07	3.34	18.23	0.234	18
1596	mp	53	1.56	0.90	4.67	14.04	0.291	53
1597	mp	6	1.20	0.82	3.91	12.75	0.235	13
1598	fgl	23	0.88	0.63	2.77	10.72	0.172	23
1599	mp	12	0.76	0.38	2.65	5.88	0.147	12
1600	lgl	12	0.90	1.23	2.46	19.46	0.193	19
1602	lgl	7	0.95	0.32	1.95	4.98	0.150	7
1603	mp	28	1.26	1.51	4.03	23.53	0.273	28
1604	fgl	20	1.50	1.50	5.50	25.54	0.327	26
1605	b	18	1.13	0.88	4.54	12.59	0.244	18
1606	mp	27	1.45	1.07	5.04	16.67	0.294	27
1607	mp	12	1.26	0.06	3.65	0.98	0.206	12
1608	b	31	1.45	0.76	4.41	10.79	0.269	31
1609</								

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1613	b	3	0.44	0.32	4.03	4.50	0.139	4
1614	b	16	1.26	0.95	6.30	13.49	0.295	16
1615	b	16	1.32	1.07	4.85	15.29	0.278	16
1616	mp	4	1.01	0.50	2.96	7.84	0.184	8
1617	mp	38	1.76	1.70	6.93	26.47	0.391	38
1619	b	19	2.14	2.33	8.63	33.28	0.490	33
1620	mp	26	1.45	5.17	4.66	80.39	0.455	80
1621	mp	13	0.63	1.01	1.64	15.69	0.139	16
1622	mp	23	1.26	1.89	3.47	29.41	0.277	29
1623	mp	110	2.39	3.21	7.37	50.00	0.527	110
1624	mp	16	1.58	1.58	5.48	24.51	0.337	25
1625	fgl	228	1.70	8.82	7.06	150.15	0.679	228
1626	mp	61	1.89	1.39	6.43	21.57	0.381	61
1627	lgl	11	2.08	1.20	10.27	18.94	0.469	19
1628	kla	213	2.27	3.47	5.67	47.61	0.490	213
1629	mp	16	1.39	0.88	3.78	13.73	0.255	16
1630	mp	31	1.95	1.70	8.00	26.47	0.432	31
1631	mp	19	2.33	1.39	6.43	21.57	0.426	22
1632	lga	38	2.60	2.30	12.00	33.48	0.603	38
1635	lga	182	2.71	4.22	10.65	61.45	0.666	182
1636	mp	104	1.13	7.50	6.93	116.67	0.563	117
1638	lgl	19	2.58	2.46	10.08	38.88	0.569	39
1640	mp	78	2.02	2.08	7.25	32.35	0.438	78
1642	mp	111	3.10	2.70	11.70	42.02	0.665	111
1643	lga	27	2.77	1.76	10.65	25.68	0.572	27
1644	mp	12	2.71	3.02	9.83	47.06	0.600	47
1645	mp	19	2.39	1.76	11.53	27.45	0.550	27
1646	mp	19	1.58	1.39	6.36	21.57	0.347	22
1648	mp	55	2.71	2.84	10.21	44.12	0.600	55
1649	mp	71	2.00	1.60	6.70	24.90	0.406	71
1650	mp	98	4.02	3.61	16.32	56.15	0.889	98
1651	fgl	61	2.87	2.87	10.50	48.86	0.624	61
1659	t	21	2.21	1.20	5.17	17.60	0.380	21
1662	mp	141	3.34	4.13	13.78	64.31	0.790	141
1668	fgl	84	2.83	2.61	8.70	44.43	0.573	84
1672	mp	42	1.76	0.76	3.84	11.77	0.290	42
1673	mp	32	2.71	1.89	8.25	29.41	0.522	32
1674	mp	31	1.63	1.70	3.34	26.47	0.304	31
1675	fgl	33	2.02	2.46	6.74	41.83	0.444	42
1676	lgl	10	2.46	1.89	6.11	29.90	0.454	30
1677	lgl	59	2.77	2.77	9.95	43.86	0.599	59
1678	mp	52	1.64	2.02	5.73	31.37	0.367	52
1679	lgl	72	2.46	3.34	9.20	52.83	0.575	72
1680	mp	60	3.02	3.47	13.23	53.92	0.719	60
1681	mp	96	2.14	2.84	8.76	44.12	0.513	96
1682	mp	18	3.21	2.46	12.35	38.24	0.680	38
1683	lga	31	2.77	2.77	10.52	40.35	0.611	40
1684	mp	37	1.45	3.28	6.99	50.98	0.424	51
1685	mp	57	1.83	1.95	6.11	30.39	0.391	57
1686	mp	21	2.08	2.33	8.38	36.28	0.478	36

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1687	lgs	21	2.84	3.02	15.75	41.29	0.732	41
1688	mp	34	3.09	2.08	12.73	32.35	0.659	34
1690	mp	30	2.27	1.39	7.81	21.57	0.447	30
1691	lgl	28	2.33	1.83	6.11	28.91	0.438	29
1692	mp	25	1.83	1.51	5.80	23.53	0.367	25
1693	mp	69	3.09	5.36	10.02	83.34	0.739	83
1694	mp	152	2.71	4.03	11.15	62.75	0.668	152
1695	mp	39	0.90	0.74	2.30	11.48	0.169	39
1696	mp	34	3.28	2.77	11.66	43.14	0.685	43
1697	mp	98	0.80	1.00	2.50	15.56	0.174	98
1700	mp	33	1.01	1.51	3.91	23.53	0.244	33
1702	mp	26	2.21	1.32	9.14	20.59	0.465	26
1703	fgl	19	2.02	1.13	9.26	19.30	0.440	19
1722	lgl	131	2.46	1.95	8.38	30.90	0.502	131
1724	mp	18	1.07	0.63	4.66	9.80	0.230	18
1725	b	7	2.84	0.76	2.27	10.79	0.369	11
1726	b	2	2.77	0.95	4.28	13.49	0.411	13
1727	lgl	24	0.70	2.10	5.50	33.23	0.268	33
1728	kla	105	1.01	7.31	5.61	100.42	0.516	105
1729	lga	100	1.70	4.91	10.90	71.53	0.595	100
1730	mp	97	1.58	5.67	9.20	88.24	0.579	97
1731	b	2	3.28	1.51	5.17	21.59	0.504	22
1732	mp	433	3.09	36.10	14.05	561.78	2.080	562
1733	mp	21	2.71	1.51	7.75	23.53	0.497	24
1735	kla	118	2.46	12.10	11.34	166.22	0.977	166
1737	mp	58	2.02	6.30	12.22	98.04	0.711	98
1738	kla	84	1.95	9.07	10.77	124.66	0.789	125
1740	lga	0	2.84	3.28	13.42	47.69	0.696	48
1741	mp	55	1.39	1.51	5.10	23.53	0.307	55
1742	lgl	49	3.20	3.30	14.00	52.21	0.746	52
1746	mp	30	2.65	3.21	11.21	50.00	0.629	50
1748	mp	42	1.01	0.76	4.16	11.77	0.218	42
1750	mp	84	2.84	2.90	10.21	45.10	0.616	84
1752	kla	112	2.21	10.40	12.73	142.84	0.909	143
1753	lga	79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	79
1754	mp	83	1.45	4.91	7.94	76.47	0.510	83
1755	mp	141	0.82	4.35	4.16	67.65	0.346	141
1756	b	17	2.52	1.26	5.73	17.99	0.427	18
1757	kla	104	0.50	5.42	2.84	74.45	0.331	104
1758	mp	54	1.32	8.00	8.06	124.51	0.626	125
1759	mp	105	0.95	3.15	4.35	49.02	0.314	105
1760	mp	81	1.89	9.76	11.89	151.86	0.833	152
1761	mp	302	1.89	19.78	9.01	307.85	1.187	308
1764	lgs	211	4.10	102.44	11.66	1398.84	4.856	1399
1765	kla	64	2.84	6.30	11.28	86.57	0.777	87
1767	lgl	111	1.01	3.84	4.73	60.81	0.356	111
1768	lgs	38	2.62	3.85	9.27	52.63	0.614	53
1769	mp	121	2.27	2.33	8.76	36.28	0.505	121
1770	mp	80	3.09	3.34	11.91	51.96	0.694	80
1771	mp	56	2.65	3.21	11.34	50.00	0.632	56

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1772	mp	33	2.96	3.28	11.40	50.98	0.668	51
1773	mp	8	1.58	1.51	8.00	23.53	0.385	24
1774	ml	58	3.02	1.95	9.01	34.24	0.573	58
1775	ml	17	3.28	2.02	12.47	35.35	0.671	35
1778	ml	21	2.84	2.08	11.15	36.45	0.601	36
1779	ml	14	2.84	1.39	8.38	24.30	0.517	24
1780	ml	33	3.15	3.02	13.92	53.02	0.728	53
1782	ml	139	3.21	2.08	11.09	36.45	0.639	139
1783	ml	36	3.09	1.51	10.40	26.51	0.589	36
1785	ml	50	2.77	1.95	9.64	34.24	0.559	50
1786	ml	9	3.65	3.40	13.99	59.65	0.797	60
1787	lga	6	1.89	1.64	7.50	23.84	0.412	24
1788	ml	0	2.90	2.90	10.70	50.85	0.633	51
1789	ml	4	3.02	1.95	10.27	34.24	0.598	34
1790	lgl	31	1.76	1.32	5.67	20.93	0.350	31
1791	ml	58	2.90	3.34	12.22	58.54	0.681	59
1792	ml	6	2.52	1.51	7.18	26.51	0.466	27
1793	ml	34	2.39	1.32	6.87	23.20	0.439	34
1794	ml	33	3.15	3.02	13.92	53.02	0.728	53
1795	lgl	37	2.27	1.39	6.93	21.93	0.430	37
1796	ml	74	2.39	1.95	7.94	34.24	0.486	74
1801	ml	102	3.21	2.02	10.65	35.35	0.628	102
1802	ml	48	2.71	1.89	8.13	33.14	0.520	48
1803	lgl	38	2.46	1.20	7.12	18.94	0.445	38
1804	ml	90	2.96	2.77	11.72	48.60	0.654	90
1805	fgl	39	2.21	1.58	6.80	26.81	0.429	39
1806	ml	78	2.27	1.89	7.94	33.14	0.471	78
1807	ml	1	3.47	1.89	13.23	33.14	0.700	33
1808	lgl	41	2.52	1.32	6.49	20.93	0.444	41
1809	lgl	9	1.01	1.39	5.42	21.93	0.269	22
1810	lgl	82	1.39	1.76	5.92	27.91	0.334	82
1811	ml	0	2.77	2.90	10.84	50.81	0.622	51
1812	lgl	4	2.21	2.08	7.75	32.89	0.468	33
1813	lgs	0	3.09	2.27	19.72	30.97	0.806	31
1814	mp	52	2.39	1.39	8.95	21.57	0.483	52
1815	fgl	6	2.10	1.10	4.10	18.73	0.344	19
1817	lgs	14	3.65	3.15	16.25	43.01	0.832	43
1818	lga	14	2.46	2.71	8.57	39.44	0.536	39
1819	b	3	0.57	0.32	2.08	4.50	0.113	4
1820	fgl	37	1.83	1.32	6.05	22.52	0.364	37
1821	mp	37	0.80	1.40	3.40	21.79	0.208	37
1822	lga	33	2.39	1.58	3.91	22.93	0.390	33
1823	ml	2	2.52	1.13	7.37	19.88	0.454	20
1824	b	2	0.88	0.38	1.95	5.40	0.146	5
1825	b	31	1.95	1.26	3.78	17.99	0.329	31
1826	lgl	11	1.64	0.69	5.29	10.96	0.304	11
1827	mp	41	2.39	1.58	8.13	24.51		

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1831	ml	11	2.21	1.32	7.56	23.20	0.433	23
1832	lga	34	2.90	2.58	13.73	37.60	0.680	38
1833	lgs	18	3.28	3.97	15.88	54.20	0.819	54
1834	ml	98	2.90	1.83	9.95	32.03	0.573	98
1835	ml	54	2.58	1.76	6.49	30.93	0.469	54
1836	lgl	9	2.77	1.64	7.69	25.92	0.507	26
1837	lgl	24	2.65	0.57	3.40	8.97	0.365	24
1838	lgl	0	2.80	1.80	6.60	28.48	0.495	28
1839	b	2	1.01	0.25	3.15	3.60	0.177	4
1840	ml	11	3.34	1.58	9.51	27.61	0.600	28
1841	ml	47	3.65	1.83	7.31	32.03	0.599	47
1842	ml	9	2.90	2.08	9.77	36.45	0.580	36
1843	ml	26	3.28	1.51	6.43	26.51	0.529	27
1844	mp	29	2.33	1.70	8.32	26.47	0.477	29
1846	ml	16	2.21	1.64	6.99	28.72	0.435	29
1847	fgl	9	2.77	0.82	5.17	13.94	0.423	14
1848	ml	29	2.77	2.27	11.28	39.76	0.605	40
1849	b	1	1.01	0.38	2.71	5.40	0.174	5
1850	b	8	1.95	0.50	3.59	7.20	0.294	8
1851	ml	0	3.09	3.84	18.33	67.38	0.843	67
1852	ml	32	2.90	2.77	9.45	48.60	0.602	49
1853	lgs	0	3.40	3.21	16.25	43.87	0.808	44
1854	fgl	66	2.39	1.64	9.58	27.88	0.506	66
1855	lga	19	2.52	2.27	10.21	33.02	0.558	33
1856	b	2	1.45	0.19	1.58	2.70	0.189	3
1857	mp	49	3.09	3.09	12.35	48.04	0.693	49
1858	lgs	0	3.21	3.40	12.16	46.46	0.715	46
1859	lga	7	3.21	0.57	3.53	8.25	0.426	8
1860	ml	31	3.15	3.09	14.68	54.12	0.746	54
1861	ml	50	2.33	1.45	8.13	25.41	0.463	50
1862	lga	0	2.52	0.82	5.80	11.92	0.410	12
1863	fgl	19	2.52	1.13	5.73	19.30	0.422	19
1864	mp	0	2.96	1.76	11.34	27.45	0.605	27
1865	lga	0	2.39	1.58	7.62	22.93	0.464	23
1866	lga	23	2.02	1.13	6.68	16.51	0.388	23
1867	lgs	0	3.40	3.65	15.12	49.90	0.804	50
1869	mp	48	1.45	1.51	4.10	23.53	0.294	48
1870	mp	33	0.95	1.26	3.65	19.61	0.222	33
1871	fgl	18	2.52	3.02	15.44	51.48	0.693	51
1872	mp	72	1.51	1.45	5.92	22.55	0.334	72
1873	lga	22	2.00	1.40	7.20	20.38	0.408	22
1874	fgl	44	2.14	1.01	5.29	17.16	0.369	44
1875	mp	28	2.33	0.95	6.43	14.71	0.408	28
1876	mp	32	1.13	0.69	3.59	10.78	0.217	32
1877	lgl	21	2.90	1.20	8.30	18.99	0.515	21
1878	mp	12	2.46	1.95	9.32	30.39	0.520	30
1879	mp	18	2.65	1.83	8.44	28.43	0.517	28
1880	mp	0	1.70	0.76	5.80	11.77	0.323	12
1881	fgl	32	1.76	1.58	6.80	26.81	0.383	32
1882	fgl	7	0.76	0.50	2.65	8.58	0.152	9

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1883	mp	21	1.64	1.13	5.86	17.65	0.333	21
1884	lgs	0	2.84	2.90	11.72	39.57	0.646	40
1885	mp	85	2.52	3.09	11.34	48.04	0.614	85
1886	mp	9	1.07	0.69	3.97	10.78	0.218	11
1887	lga	32	2.96	3.15	11.78	45.85	0.671	46
1888	fgl	13	0.82	0.88	1.89	15.01	0.159	15
1889	mp	26	1.45	1.01	4.35	15.69	0.278	26
1890	mp	65	1.76	1.51	6.99	23.53	0.384	65
1891	mp	12	0.88	0.25	2.96	3.92	0.161	12
1892	lga	16	1.90	1.40	6.40	20.38	0.382	20
1893	lga	40	3.09	2.58	17.96	37.60	0.784	40
1894	lgs	0	2.84	3.59	18.21	49.04	0.804	49
1895	mp	75	2.71	2.46	12.66	38.24	0.634	75
1896	mp	21	1.15	0.57	5.08	8.93	0.244	21
1897	fgl	20	0.76	0.38	2.58	6.43	0.145	20
1898	mp	22	1.32	0.82	5.10	12.75	0.272	22
1899	mp	22	1.83	1.39	8.95	21.57	0.425	22
1900	fgl	12	1.70	1.58	6.05	26.81	0.361	27
1901	mp	80	2.00	2.90	8.30	45.13	0.492	80
1902	mp	22	1.45	1.45	4.79	22.55	0.305	23
1904	lga	37	1.89	2.96	10.77	43.10	0.532	43
1907	fgl	8	1.20	0.95	4.41	16.09	0.251	16
1909	mp	29	1.45	1.07	4.66	16.67	0.287	29
1910	mp	22	1.32	1.13	4.60	17.65	0.275	22
1911	lga	45	2.71	2.14	6.93	31.18	0.506	45
1912	lgs	0	2.71	3.91	19.28	53.34	0.826	53
1913	lga	36	2.77	2.90	12.22	42.19	0.650	42
1914	lgl	11	1.51	1.07	5.92	16.95	0.319	17
1915	lgl	3	0.90	1.23	2.71	19.46	0.198	19
1916	mp	39	1.13	1.64	3.47	25.49	0.254	39
1917	mp	58	2.08	1.13	6.68	17.65	0.395	58
1918	b	0	2.02	2.10	12.00	29.98	0.534	30
1919	mp	0	2.96	3.34	14.87	51.96	0.740	52
1920	mp	57	1.70	1.51	5.61	23.53	0.350	57
1921	mp	17	1.83	1.70	7.37	26.47	0.406	26
1922	b	22	1.26	2.27	5.17	32.38	0.327	32
1923	mp	48	2.08	1.51	7.50	23.53	0.427	48
1924	fgl	28	1.60	1.20	5.20	20.43	0.319	28
1925	mp	22	2.33	2.08	7.56	32.35	0.477	32
1926	mp	63	3.15	2.14	10.90	33.33	0.631	63
1927	fgl	13	2.58	2.08	8.00	35.39	0.512	35
1928	fgl	15	2.14	1.89	6.93	32.17	0.437	32
1929	mp	24	1.26	1.51	4.66	23.53	0.285	24
1930	mp	73	2.27	2.58	10.58	40.20	0.552	73
1931	mp	0	1.00	3.00	3.70	46.69	0.300	47
1932	mp	0	1.95	1.20	5.99	18.63	0.371	19
1933	b	16	2.08	1.51	5.42	21.59	0.385	22
1934	b	50	3.02	2.08	8.38	29.68	0.565	50
1939	mp	47	3.85	3.94	15.42	61.25	0.868	61
1942	mp	71	1.20	3.15	3.21	49.02	0.317	71

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
1944	mp	99	3.47	2.21	12.73	34.31	0.703	99
1945	b	30	2.65	1.26	6.11	17.99	0.447	30
1946	b	27	1.64	1.64	6.11	23.38	0.359	27
1947	b	18	1.07	1.01	3.59	14.39	0.224	18
1948	mp	58	1.01	1.64	2.84	25.49	0.228	58
1949	ml	162	3.97	2.33	12.29	40.87	0.751	162
1951	ml	0	3.91	3.34	12.03	58.54	0.781	59
1953	ml	0	3.40	2.52	13.67	44.18	0.728	44
1954	lgl	54	3.02	2.46	8.76	38.88	0.588	54
1955	ml	94	3.59	2.77	11.66	48.60	0.718	94
1956	lga	7	3.91	1.83	12.03	26.60	0.719	27
1957	lgl	13	2.58	1.95	7.31	30.90	0.493	31
1959	ml	13	2.21	1.83	6.80	32.03	0.439	32
1961	ml	38	3.02	2.02	11.03	35.35	0.616	38
1962	lga	73	2.46	1.45	6.93	21.09	0.452	73
1963	ml	36	3.02	1.89	8.13	33.14	0.553	36
1964	ml	48	3.02	1.76	8.76	30.93	0.560	48
1965	ml	40	2.96	1.64	7.12	28.72	0.516	40
1966	ml	100	3.53	2.21	10.46	38.66	0.664	100
1967	ml	68	3.09	2.96	11.34	51.91	0.667	68
1968	lgl	39	2.77	1.70	6.99	26.91	0.496	39
1969	lgs	0	3.72	2.65	13.86	36.13	0.770	36
1970	ml	0	3.02	2.08	8.63	36.45	0.570	36
1971	ml	0	3.21	2.58	8.25	45.29	0.603	45
1972	ml	0	2.90	1.70	8.80	29.81	0.545	30
1973	ml	127	3.02	1.89	9.70	33.14	0.584	127
1974	ml	200	4.22	3.84	17.45	67.38	0.943	200
1975	lgl	40	2.02	1.39	6.99	21.93	0.405	40
1976	ml	37	3.28	1.95	9.58	34.24	0.610	37
1977	ml	68	3.02	3.78	11.28	66.27	0.693	68
1979	ml	199	2.84	2.71	10.52	47.50	0.614	199
1981	ml	153	3.40	2.96	10.77	51.91	0.688	153
1982	lga	9	2.52	1.51	6.74	22.01	0.457	22
1983	ml	50	2.84	1.83	8.63	32.03	0.540	50
1984	ml	72	3.53	2.02	11.34	35.35	0.674	72
1985	ml	50	2.90	1.64	12.54	28.72	0.617	50
1986	ml	0	2.96	1.95	7.94	34.24	0.545	34
1987	ml	83	3.34	2.65	10.65	46.39	0.666	83
1988	ml	72	3.34	1.89	11.53	33.14	0.653	72
1989	lgs	0	3.59	2.90	13.67	39.57	0.763	40
1990	lga	0	3.47	2.65	14.05	38.52	0.748	39
1991	ml	6	2.90	1.76	9.20	30.93	0.556	31
1992	ml	56	3.02	2.39	9.39	41.97	0.598	56
1993	b	9	2.02	0.69	4.28	9.89	0.322	10
1994	ml	0	2.84	1.76	7.43	30.93	0.514	31
1995	ml	78	2.27	1.39	7.12	24.30	0.434	78
1999	ml	28	2.39	2.02	7.62	35.35	0.482	35
2000	t	30	2.38					

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
2005	lga	0	2.96	2.02	8.38	29.35	0.556	29
2006	ml	93	3.09	2.84	11.15	49.71	0.658	93
2007	ml	11	2.65	1.70	9.45	29.82	0.532	30
2009	ml	80	3.21	2.52	10.40	44.18	0.643	80
2010	lga	0	3.09	2.39	11.15	34.85	0.640	35
2011	ml	23	2.77	2.39	9.70	41.97	0.579	42
2012	ml	0	3.53	4.16	14.36	72.90	0.822	73
2013	lga	4	2.52	1.45	6.93	21.09	0.458	21
2014	ml	80	3.02	2.21	8.95	38.66	0.582	80
2015	ml	11	3.15	2.33	9.26	40.87	0.606	41
2016	ml	7	3.21	1.89	10.14	33.14	0.612	33
2017	lgl	3	2.08	0.69	3.47	10.96	0.313	11
2018	ml	33	2.71	3.02	9.64	53.02	0.597	53
2019	ml	44	3.34	1.89	9.95	33.14	0.622	44
2020	ml	197	3.47	2.96	12.85	51.91	0.736	197
2021	ml	121	3.02	2.21	10.65	38.66	0.616	121
2023	ml	104	3.28	2.65	10.96	46.39	0.666	104
2024	ml	73	3.65	2.84	10.90	49.71	0.712	73
2025	ml	0	2.96	2.08	8.32	36.45	0.558	36
2026	lgs	60	3.72	4.22	14.81	57.64	0.853	60
2027	lgl	22	2.33	1.95	6.93	30.90	0.460	31
2028	lga	36	2.71	3.15	10.77	45.85	0.625	46
2029	ml	59	2.39	1.76	8.63	30.93	0.492	59
2030	fgl	25	1.45	1.13	6.05	19.30	0.317	25
2031	fgl	18	2.52	1.20	6.05	20.38	0.430	20
2032	ml	47	2.39	1.70	8.63	29.82	0.490	47
2033	ml	0	2.27	1.76	8.13	30.93	0.469	31
2034	ml	48	3.28	1.89	8.63	33.14	0.589	48
2035	fgl	11	2.33	1.01	6.11	17.16	0.404	17
2036	ml	78	2.65	2.14	8.25	37.56	0.526	78
2038	ml	0	3.34	2.46	10.40	43.08	0.654	43
2039	fgl	19	2.65	1.58	8.44	26.81	0.507	27
2040	fgl	4	1.58	0.69	3.72	11.80	0.266	12
2041	ml	0	3.30	2.30	8.50	40.33	0.605	40
2042	ml	0	3.10	2.00	9.00	35.07	0.582	35
2043	ml	56	2.96	2.71	10.90	47.50	0.635	56
2044	ml	54	2.46	2.08	7.43	36.45	0.488	54
2045	ml	120	4.10	3.28	16.63	57.44	0.890	120
2046	lga	0	2.96	2.46	10.90	35.77	0.625	36
2047	ml	122	2.71	2.14	9.07	37.56	0.549	122
2049	lgl	20	2.14	0.63	4.16	9.97	0.330	20
2050	lgs	88	3.09	3.34	10.21	45.60	0.660	88
2051	lgs	44	4.10	3.59	13.04	49.04	0.831	49
2052	lgl	32	3.28	3.02	8.51	47.85	0.633	48
2053	ml	54	2.58	3.34	7.12	58.54	0.546	59
2054	ml	17	3.15	2.39	9.70	41.97	0.618	42
2055	fgl	27	2.33	0.82	4.35	13.94	0.361	27
2056	ml	36	3.53	1.89	9.58	33.14	0.634	36
2057	ml	0	3.91	2.14	10.27	37.56	0.697	38
2058	ml	47	3.21	1.76	10.02	30.93	0.605	47

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
2059	ml	42	3.15	2.02	8.25	35.35	0.573	42
2060	ml	72	3.65	2.46	10.90	43.08	0.696	72
2061	ml	23	3.53	2.96	11.84	51.91	0.723	52
2062	ml	78	3.15	2.27	10.02	39.76	0.619	78
2063	ml	59	3.34	2.21	12.79	38.66	0.691	59
2064	ml	52	3.15	2.39	10.71	41.97	0.638	52
2065	ml	58	1.64	1.32	6.05	23.20	0.344	58
2066	ml	22	2.65	1.83	6.55	32.03	0.479	32
2068	ml	88	3.40	3.78	11.47	66.27	0.736	88
2070	ml	0	1.89	1.51	7.56	26.51	0.408	27
2071	ml	21	3.02	1.01	4.98	17.67	0.453	21
2072	lgl	40	2.27	0.82	4.79	12.96	0.364	40
2074	ml	30	2.46	1.13	8.19	19.88	0.464	30
2075	ml	60	2.90	1.83	11.28	32.03	0.600	60
2076	ml	13	2.21	1.70	8.76	29.82	0.473	30
2077	ml	65	3.69	3.94	14.68	69.01	0.836	69
2078	ml	76	2.27	2.02	8.00	35.35	0.477	76
2079	ml	53	2.14	2.39	8.88	41.97	0.497	53
2080	lgl	6	3.34	0.88	5.48	13.96	0.491	14
2081	ml	75	2.39	1.83	8.13	32.03	0.485	75
2082	ml	92	2.65	2.39	10.52	41.97	0.582	92
2083	mp	41	1.32	0.95	5.10	14.71	0.278	41
2084	ml	176	3.15	3.21	12.03	56.33	0.698	176
2086	ml	41	2.71	2.21	10.71	38.66	0.585	41
2087	ml	80	3.15	1.58	9.20	27.61	0.574	80
2088	ml	20	3.84	1.26	9.83	22.09	0.645	22
2089	ml	35	3.28	2.02	10.58	35.35	0.633	35
2090	ml	0	2.50	1.40	8.00	24.55	0.476	25
2091	ml	77	2.58	1.64	8.25	28.72	0.499	77
2092	ml	51	3.21	1.83	8.82	32.03	0.583	51
2093	lgs	109	4.73	2.14	13.61	29.25	0.848	109
2094	fgl	35	1.40	0.60	5.00	10.21	0.269	35
2097	ml	82	3.47	3.09	8.32	54.12	0.651	82
2098	ml	87	3.09	1.70	10.40	29.82	0.597	87
2099	ml	83	2.65	2.02	9.26	35.35	0.541	83
2100	ml	0	3.59	2.71	10.33	47.50	0.689	47
2101	fgl	87	3.53	2.39	13.10	40.75	0.725	87
2102	ml	133	4.35	3.02	11.91	53.02	0.811	133
2103	ml	40	2.84	2.08	10.27	36.45	0.584	40
2104	ml	44	3.15	2.14	10.77	37.56	0.629	44
2105	ml	84	3.15	2.08	10.84	36.45	0.627	84
2106	ml	111	2.90	2.27	12.29	39.76	0.638	111
2107	lgl	25	2.14	1.95	7.50	30.90	0.451	31
2108	ml	39	2.71	2.77	9.39	48.60	0.581	49
2109	ml	95	2.90	2.21	10.96	38.66	0.609	95
2110	ml	71	2.90	1.64	7.69	28.72	0.520	71
2111	ml	54	3.28	2.90	9.83	50.81	0.654	54
2112	ml	44	2.84	2.14	8.32	37.56	0.547	44
2113	ml	95	3.02	2.21	12.92	38.66	0.661	95
2114	ml	60	2.77	3.53	11.97	61.86	0.670	62

Nr	Lt	Rn 1 _m	K (%)	eU (ppm)	Th (ppm)	Rn (eU)	Lk	Risk
2115	ml	0	2.50	1.46	10.50	25.63	0.528	26
2116	lgl	9	2.39	1.76	6.74	27.91	0.455	28
2118	ml	68	2.52	1.95	9.20	34.24	0.524	68
2119	ml	34	2.84	3.09	11.21	54.12	0.644	54
2120	lgl	22	2.08	1.39	6.36	21.93	0.399	22
2121	lgs	50	3.21	2.33	15.75	31.83	0.743	50
2122	ml	127	3.09	4.22	11.97	74.01	0.731	127
2123	lgl	1	0.25	0.06	1.83	1.00	0.065	1
2124	ml	34	3.53	2.52	15.31	44.18	0.774	44
2125	ml	54	3.20	2.40	11.90	42.08	0.667	54
2126	ml	50	2.66	2.39	8.57	41.97	0.545	50
2127	ml	117	2.52	2.96	10.02	51.91	0.582	117
2128	fgl	13	2.08	1.58	6.55	26.81	0.410	27
2129	lgl	15	2.27	1.95	10.52	30.90	0.525	31
2130	ml	20	2.21	2.21	6.93	38.66	0.457	39
2131	ml	0	2.84	2.65	10.84	46.39	0.618	46
2132	ml	27	2.90	2.84	11.40	49.71	0.644	50
2133	ml	0	3.78	2.90	15.37	50.81	0.817	51
2134	lgs	0	3.72	4.16	16.44	56.78	0.883	57
2135	ml	0	4.22	3.28	17.26	57.44	0.916	57
2137	lgl	20	2.27	1.26	5.80	19.94	0.402	20
2138	fgl	60	1.70	1.26	6.74	21.45	0.362	60
2139	ml	0	2.27	1.76	7.69	30.93	0.460	31
2140	ml	38	2.52	1.95	10.14	34.24	0.543	38
2141	lgl	21	1.51	0.44	3.65	6.98	0.247	21
2142	ml	3	3.72	2.58	12.03	45.29	0.731	45
2143	lgl	11	1.64	0.69	2.39	10.96	0.246	11
2144	ml	0	3.34	2.27	12.10	39.76	0.680	40
2145	lgs	123	4.10	2.33	16.95	31.83	0.858	123
2146	ml	22	2.71	1.70	10.33	29.82	0.556	30
2147	ml	39	2.84	1.76	10.58	30.93	0.577	39
2148	ml	121	3.30	2.50	10.00	43.83	0.644	121
2150	ml	73	2.65	3.28	10.84	57.44	0.624	73
2151	ml	117	2.52	3.21	11.53	56.33	0.623	117
2152	ml	54	2.46	2.77	11.09	48.60	0.589	54
2153	ml	27	2.33	2.39	10.71	41.97	0.553	42
2155	lga	93	2.96	3.40	11.78	49.52	0.681	93
2156	ml	60	2.46	2.90	10.40	50.81	0.581	60
2157	ml	78	2.50	1.80	10.70	31.56	0.546	78
2158	ml	42	2.58	3.02	8.82	53.02	0.567	53
2159	ml	112	2.33	2.27	9.89	39.76	0.532	112
2160	ml	7	2.84	1.26	8.88	22.09	0.522	22
2161	ml	71	1.70	1.32	5.99	23.20	0.350	71
2162	ml	59	2.77	1.83	9.77	32.03	0.557	59

