REPUBLIKA E SHQIPËRISË
UNIVERSITETI I TIRANËS
FAKULTETI I SHKENCAVE TË NATYRËS
DEPARTAMENTI I KIMISË

VLERËSIMI I GJENDJES MJEDISORE NË ZONAT TIRANË-DURRËS-ELBASAN NËPËRMJET MONITORIMIT TË AJRIT DUKE PËRDORUR MYSHQET SI BIOINDIKATORË

KANDIDAT
ILVA GJIKAJ

UDHËHEQËS SHKENCOR
Prof. Dr. MAJLINDA VASJARI

TIRANË, 2014

Abstrakt

Qëllimi i këtij studimi është monitorimi i ndotjes së ajrit nga metalet e rënda nëpërmjet myshqeve. Teknika e biomonitorimit me myshqepër studimin e ndotjes së ajrit aplikohet për herë të parë në vendin tonë. Bazuar në faktin që myshqet e marrin lëndën ushqyese direkt nga uji i shiut dhe nga depozitimet e grimcave të ajrit, përqendrimi i metaleve të rënda në to pasqyron drejtpërsëdrejti cilësinë e ajrit. Në këtë studim është paraqitur puna e kryer për vlerësimin e ndotjes së ajrit nga metalet e rënda në dy drejtime:

1. Monitorimi i cilësisë së ajrit në shkallë të gjerë, nëpërmjet teknikës së biomonitorimit pasiv, duke përdorur myshqe autoktone të mbledhura në 13 pika të ndryshme, pranë zonave rurale. Zona e monitorimit përfshin rajonet e Tiranës, Durrësit dhe Lezhës. Myshku i mbledhur është i llojit *Hypnum cupressiforme*.Përqendrimet e metaleve të rënda janë përcaktuar me metodën ICP-AES.Duke përdorur teknologjinë GIS janë ndërtuar hartat e shpërndarjes gjeografike të elementeve me natyrë kryesisht antropogjene.
2. Monitorimi i cilësisë së ajrit në zonën urbane të qytetit të Tiranës, nëpërmjet teknikës së biomonitorimit aktiv "moss bag", duke përdorur myshqe të mbledhura në një zonë rurale dhe duke i ekspozuar ato në 7 stacione monitorimi. Myshku i përdorur është i llojit *Pseudoscleropodium purum*.Metalet e rënda janë përcaktuar me metodat SAA/SEA.

Janë përdorur analiza statistikore multivariate (analiza faktoriale dhe analiza e grupeve) me qëllim identifikimin e elementeve me natyrë kryesisht antropogjene dhe natyrore si dhe për identifikimin dhe karakterizimin e burimeve të ndryshme të ndotjes.

Fjalë kyçe: *ndotje e ajrit, biomonitorim, aktiv, pasiv, myshk, metal i rëndë, ICP, SAA, analizë multivariate.*

Abstract

The aim of this survey is the monitoring of air pollution from heavy metals by means of mosses. For the first time the moss biomonitoring technique was applied to air pollution studies in our country. Based on the fact that mosses obtain most of their nutrients directly from rain water and from the deposition of air-borne particulate material, the concentration of heavy metals in them directly reflects the air quality. In this study is presentedthe work performed in two directions for the evaluation of heavy metal air pollution:

1. Monitoring of air quality in broad scale, through the passive biomonitoringtechnique , using autochthon mosses collected in 13 different locations, near rural areas. The monitoring area includes the Tirana, Durres and Lezhe regions. The moss collected is of *Hypnumcupressiforme* type. The metals concentrations are determined using the ICP-AES method. Using the GIS technology the maps of geographical distribution of the metals mainly of anthropogenic origin are constructed.
2. Monitoring of air quality in the urban area of the city of Tirana, through the active biomonitoring technique"moss bag", using mosses collected in a rural area and exposed in 7 monitoring stations. The moss collected is of *Pseudoscleropodiumpurum* type. The metals concentrations are determined using the AAS/AES methods.

Multivariate statistical analysis (factor analysis and cluster analysis) are usedin order to identify the anthropogenic and geogenic origin of elements and also to identify and characterize different pollution sources.

Keywords: *air pollution, biomonitoring, active, passive, moss, heavy metal, ICP, AAS, multivariate analysis.*

REPUBLIKA E SHQIPËRISË
UNIVERSITETI I TIRANËS
FAKULTETI I SHKENCAVE TË NATYRËS
DEPARTAMENTI I KIMISË

VLERËSIMI I GJENDJES MJEDISORE NË ZONATTIRANË-DURRËS-ELBASAN NËPËRMJET MONITORIMIT TË AJRIT DUKE PËRDORUR MYSHQET SI BIOINDIKATORË

KANDIDAT
ILVA GJIKAJ

UDHËHEQËS SHKENCOR
Prof. Dr. MAJLINDA VASJARI

TIRANË, 2014

Disertacion

i paraqitur nga

MSc. Ilva Gjikaj

udhëhequr nga

Prof. Dr. Majlinda Vasjari

Për marrjen e gradës shkencore

"DOKTOR"

VLERËSIMI I GJENDJES MJEDISORE NË ZONAT TIRANË-DURRËS-ELBASAN NËPËRMJET MONITORIMIT TË AJRIT DUKE PËRDORUR MYSHQET SI BIOINDIKATORË

Mbrohet më dt. ..... / ..... / 2014 **para jurisë:**

Kryetar .....

Anëtar (Oponent) .....

Anëtar (Oponent) .....

Anëtar .....

Anëtar .....

Ilva Gjikaj 2014

Falenderime

Për një kohë relativisht të gjatë u mundësua përfundimi i këtij punimi. Një punë e tillë shkencore nuk është e mundur të jetë vepër e një personi të vetëm, prandaj erdhi momenti që me dëshirë dhe kënaqësi të falenderoj personat që më ndihmuan për realizimin e këtij punimi.

Dëshiroj t'i shpreh falenderime udhëheqëses së këtij punimi Prof. Dr. Majlinda Vasjari për angazhimin, përkushtimin, motivimin, përkujdesjen akademike, për sqarimet shkencore në vështirësitë që hasa dhe për durimin gjatë gjithë kohës.

Gjithashtu dëshiroj t'i shpreh falenderime Prof. Dr. Pranvera Lazo për dashamirësinë, ndihmën, mbështetjen, këshillat, bisedat konstruktive, stimulimin dhe konsulencën e vlefshme.

Falenderoj për bashkëpunimin në realizimin e këtij punimi, Prof. Trajce Stafilov, pranë Institute of Chemistry, Faculty of Science, Sts. Cyril and Methodius University, Skopje, Macedonia dhe Prof. Marina Frontasyeva, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna Moscow Region, Russia, për ndihmën në kryerjen e matjeve dhe ndërtimin e hartave GIS.

Falenderoj Dr. Jani Marka, pedagog në Departamentin e Biologjisë, Fakulteti i Shkencave të Natyrës, Universiteti i Tiranës, për ndihmën e tij në identifikimin e llojeve të myshqeve dhe në mbledhjen e një pjese të tyre.

Falenderime dhe mirënjohje për stafin e Departamentit të Kimisë Analitike, Fakulteti i Shkencave të Natyrës, Universiteti i Tiranës, për mbështetjen morale dhe krijimin e mundësive për të punuar në mjediset e Laboratorit të Kimisë Analitike.

Gjithashtu, falenderim dhe mirënjohje për Profesorin Eqerem Zhugri, ish Zv. Drejtor në Insitutin e Gjeologjisë dhe Minierave, sot IGJEUM, për ndihmën e tij në interpretimet gjeologjike dhe mineralogjike, si një autoritet në fushën e tij.

Dëshiroj të falenderoj veçanërisht familjen time, sidomos prindërit, të cilët që në fëmijëri më kanë mbështetur dhe edukuar me dashuri për dijen dhe, që në këtë rrugë të gjatë për të, të mos ligështohem, por të përpiqem për atë. Veçanërisht falenderoj babain tim, i cili bashkë me mua, mundësoi me vështirësi mbledhjen e myshqeve aq të domosdoshëm për këtë punim. Prandaj kam kënaqësi që realizimi i këtij punimi bëri realitet dëshirën dhe përpjekjet e prindërve dhe të familjes time.

Së fundi, falenderoj nga zemra edhe të gjithë ata që më kanë ndihmuar sado pak në realizimin e këtij punimi.

Ju falemnderit!

Përmbajtja e lëndës

		Nr. Faqe
	Falenderime	ii
	Përmbajtja e lëndës	iii
	Hyrje	1
	Pjesa Teorike	3
	Kapitulli I	3
1.1	Mjedisi dhe ciklet natyrore	3
1.2	Degradueshmëria dhe qëndrueshmëria e specieve kimike në mjedis	5
1.3	Ndotja e mjedisit	6
1.4	Llojet e ndryshme të ndotjes	8
1.4.1	Ndotjet dhe dëmtimet e tokës	8
1.4.2	Ndotja e ujërave	11
1.5	Atmosfera e Tokës dhe roli i saj	12
1.6	Ndotja e ajrit	12
1.7	Shpërndarja e substancave ndotëse në atmosferë	14
1.8	Grimcat e kondensuara në ajër	16
1.9	Depozitimi i grimcave atmosferike	17
1.10	Metalet e rënda në mjedis	18
1.11	Monitorimi i mjedisit	20
1.12	Monitorimi i ajrit	22
1.13	Biomonitorimi	23
1.14	Kriteret e përzgjedhjes së biomonitorëve	24
1.15	Myshqet	25
1.15.1	Cikli i jetës së myshqeve	26
1.15.2	Kapja e lëndëve ushqyese nga myshqet	27
1.15.3	Shkëmbimi kationik	28
1.15.4	"Pompimi" i protoneve	30
1.15.5	Specifikimi	31
1.15.6	Stinët	33
1.15.7	Myshqet si biomonitorë të metaleve të rënda	33
1.15.8	Mekanizmi i kapjes së grimcave dhe metaleve të rënda tek myshqet	34
1.15.9	Faktorët që ndikojnë në kapjen e elementeve nga myshqet	35
1.16	Metodat aktive dhe pasive të biomonitorimit	36

Pjesa Eksperimentale

Hyrje 41

Kapitulli II

Vlerësimi i gjendjes mjedisore në zonat Tiranë – Durrës – Elbasan nëpërmjet monitorimit të ajrit duke përdorur myshqet si bioindikatorë 42

2.1 Qëllimi i studimit 42
2.2 Zona e studimit 42
2.3 Materiale dhe metoda 43
2.3.1 Llojet e myshqeve 43
2.3.2 Marrja e mostrave të myshqeve 44
2.3.3 Pastrimi dhe ruajtja e mostrave të myshqeve 46
2.3.4 Përcaktimi i metaleve të rënda 46
2.3.5 Kontrolli i cilësisë së analizave 46
2.3.6 Pregatitja e hartave të shpërndarjes gjeografike të elementeve 46
2.4 Rezultate dhe diskutime 47
2.4.1 Shpërndarja hapësinore e elementeve në zonën në studim 51
2.4.1.1 Alumini 51
2.4.1.2 Arseniku 53
2.4.1.3 Bakri 55
2.4.1.4 Kromi 57
2.4.1.5 Zinku 59
2.4.1.6 Hekuri 61
2.4.1.7 Vanadi 63
2.4.1.8 Plumbi 64
2.4.1.9 Nikeli 66
2.4.1.10 Kadmiumi 66
2.4.2 Krahasimi i rezultateve me disa vende të tjera 67
2.4.3 Faktori i ndotjes 69
2.4.4 Normalizimi gjeokimik 74
2.4.5 Analiza e korrelacionit 77
2.4.6 Analiza statistikore multivariate 80
2.4.6.1 Analiza e grupeve 80
2.4.6.2 Analiza faktoriale 84
2.5 Përfundime 88

Kapitulli III

Vlerësimi i cilësisë së ajrit të zonës urbane të qytetit të Tiranës duke përdorur metodën e biomonitorimit aktiv "moss bag" 89

3.1 Qëllimi i studimit 89
3.2 Materiale dhe metoda 90
3.2.1 Marrja e myshqeve, pregatitja dhe trajtimi i çantave të myshqeve 90
3.2.2 Përcaktimi i metaleve të rënda pas ekspozimit të myshqeve 92
3.3 Rezultate dhe diskutime 92
3.3.1 Përpunimi statistikor i të dhënave 95
3.3.2 Faktori i akumulimit 96
3.3.3 Analiza e korrelacionit 100
3.3.4 Analiza statistikore multivariate 101
3.3.4.1 Analiza e grupeve 101
3.3.4.2 Analiza faktoriale 103
3.4 Përfundime 106

Bibliografia 107

Hyrje

Atmosfera është një sistem i gaztë natyror dinamik i cili është thelbësor për jetën në planetin Tokë. Ndotja e ajrit është një prej problemeve më serioze në botë. Ajo ka të bëjë me futjen në atmosferë të substancave ndotëse të cilat ndikojnë në shëndetin e njerëzve dhe në mjedis. Atmosfera përbën një nga rrugët më të rëndësishme të shpërndarjes së substancave ndotëse në mjedis. Largësitë e transportit të substancave ndotëse në atmosferë mund të jenë disa qindra deri mijëra kilometra. Kjo bën që ndotjet atmosferike të kenë shpeshherë karakter rajonal madje edhe karakter global. Këta ndotës emitohen nga burime të ndryshme dhe disa prej tyre veprojnë me njëri-tjetrin për të formuar komponime të reja në ajër. Nëpërmjet atmosferës ndodh jo vetëm shpërndarja e lëndëve ndotëse flurore (p.sh. komponimeve organike), por edhe e lëndëve të ngurta në formë pluhuri p.sh. e metaleve të rënda. Metalet e rënda duke qenë se janë elemente nuk mund të zbërthehen, kështu që metalet e rënda do të vazhdojnë të qëndrojnë në mjedis. Ndryshe nga shumë ndotës organikë të cilët përfundimisht degradojnë në dioksid karboni dhe ujë, metalet e rënda do tentojnë të akumulohen në mjedis, veçanërisht në liqene, në grykëderdhje ose në sedimentet detare. Metalet mund të transportohen nga një pjesë e mjedisit në tjetrin. Shkarkimet e metaleve të rënda më mjedis janë një problem botëror, pasi ata janë një kërcënim gjithnjë e në rritje për mjedisin. Metalet e rënda mund të shkarkohen në mjedis si nga burime natyrore ashtu dhe nga burime antropogjene. Si burime natyrore të ndotjes nga metalet e rënda në përgjithësi konsiderohen proceset biogjenike, grimcat e dheut që ngrihen nga era, vullkanet, erozioni i shkëmbinjve, spërkatjet nga kripërat detare dhe djegia e pyjeve. Në ditët tona, emitimet e metaleve të rënda nga burimet antropogjene i tejkalojnë ato nga burimet natyrore. Kjo nënkupton që njerëzimi është bërë faktori kyç në ciklin rajonal dhe global të tyre. Burimi kryesor antropogjen i emitimit të metaleve të rënda janë veçanërisht minierat. Burime të tjera antropogjene të emitimit të metaleve të rënda janë fabrikat dhe uzinat metalurgjike, nënproduktet e djegies, shkarkimet industriale, bujqësore dhe urbane, pesticidet që përmbajnë metale të rënda dhe trafiku. Njerëzit janë të ekspozuar ndaj metaleve të rënda nëpërmjet thithjes së ndotësave që gjenden në ajër, konsumit të ujit të pijshëm të ndotur, ekspozimit ndaj tokave të ndotura ose mbetjeve industriale ose konsumit të ushqimeve të ndotura.

Monitorimi i cilësisë së ajrit mund të kryhet duke matur substancat ndotëse direkt në ajër ose në depozitime, duke ndërtuar modele që përshkruajnë shpërndarjen e substancave ndotëse ose duke përdorur biomonitorë. Studimet mbi ndotjet atmosferike kanë qenë në mënyrë të vazhdueshme të kufizuara nga kostot e larta të metodave analitike klasike, si dhe nga vështirësitë në kryerjen e monitorimit të gjerë në kohë dhe hapësirë. Si rrjedhim, ka patur rritje të interesit në përdorimin e metodave indirekte të monitorimit, të tilla si biomonitorimi, i cili bazohet në simptomat, reaksionet, ndryshimet morfologjike ose përqendrimet specifike në një organizëm ose në një pjesë të tij, të cilat

pasqyrojnë praninë e një substance ndotëse në mjedis. Shumë studime kanë treguar aftësinë shumë të mirë të myshqeve (së bashku me likenet) për të absorbuar dhe akumuluar ndotësit atmosferikë në indet e tyre. Përdorimi i myshqeve si biomonitorë të metaleve të rënda të depozitimeve atmosferike në shkallë rajonale, u paraqit në Skandinavi më shumë se katër dekada me parë dhe tashmë ajo pranohet gjerësisht si një metodë shumë efikase për vlerësimin e depozitimeve atmosferike të metaleve të rënda. Myshqet janë bimë që lulëzojnë në klimë me lagështi, janë të përhapura gjerësisht dhe kanë shumë veti që i bëjnë të përshtatshme për monitorimin e ndotjes së ajrit. Myshqet janë bimë që nuk kanë rrënjë të vërteta, si rrjedhim ato kanë një marrëdhënie të ngushtë me atmosferën pasi e marrin ushqimin e tyre nga depozitimet e lagështa dhe të thata atmosferike.

Studimi i depozitimeve atmosferike të elementeve gjurmë nëpërmjet teknikës së biomonitorimit me myshqe, e shoqëruar me teknika analitike, kryhet për herë të parë në vendin tonë. Qëllimi i këtij studimi është vlerësimi i nivelit të ndotjes së ajrit nga metalet e rënda të zonave në studim nëpërmjet teknikës së biomonitorimit pasiv, si dhe të zonës urbane të qytetit të Tiranës nëpërmjet teknikës së biomonitorimit aktiv "moss bag", identifikimi i zonave më të ndotura dhe përcaktimi i burimeve të ndryshme të ndotjes.

PJESA TEORIKE

KAPITULLI I

1.1 Mjedisi dhe ciklet natyrore

Mjedisi përbëhet nga *hidrosfera* (që përfshin gjithë ujërat e planetit tonë, pra oqeanet, liqenet, rezervuarët, lumenjtë, ujërat nëntokësore shtresat e borës dhe akullnajat), *litosfera* (që përfshin shtresën e jashtme të sipërfaqes së Tokës), *atmosfera* (që është mbështjellja e gaztë përreth Tokës) dhe *biosfera* (ku përfshihen të gjitha gjallesat dhe mjedisi ku ato jetojnë). Zona ndërkufitare atmosferë-tokë-oqean, ku zhvillohen veprimtaritë jetësore, përbën vetëm 1% të masës së tokës, por njohja e proceseve që zhvillohen në të ka rëndësi thelbësore.

Biosfera mund të konsiderohet e përbërë nga ekosisteme të veçanta, të cilat bashkëveprojnë me njëri-tjetrin dhe me faktorët kimikë dhe fizikë të mjedisit ku jetojnë gjallesat. Karakteristikë e biosferës është "biodiversiteti" ose "shumllojshmëria biologjike" e saj. Biodiversiteti shprehet me (i) shumllojshmërinë e specieve (aktualisht janë identifikuar mbi 1,4 milion specie të organizmave të gjalla, ndër të cilat 250.000 bimë); (ii) shumllojshmërinë gjenetike (që pasqyrohet në variabilitetin e ndërtimit gjenetik të individëve brenda një specie) dhe (iii) shumllojshmërinë ekologjike (që shprehet me variabilitetin e habitateve ku jetojnë gjallesat). Biosfera pëson një ndikim të fortë nga speciet kimike të mjedisit dhe, në të kundërtën, ajo ushtron një ndikim të fuqishëm në kiminë e shumë mjediseve, në veçanti të litosferës dhe të hidrosferës.

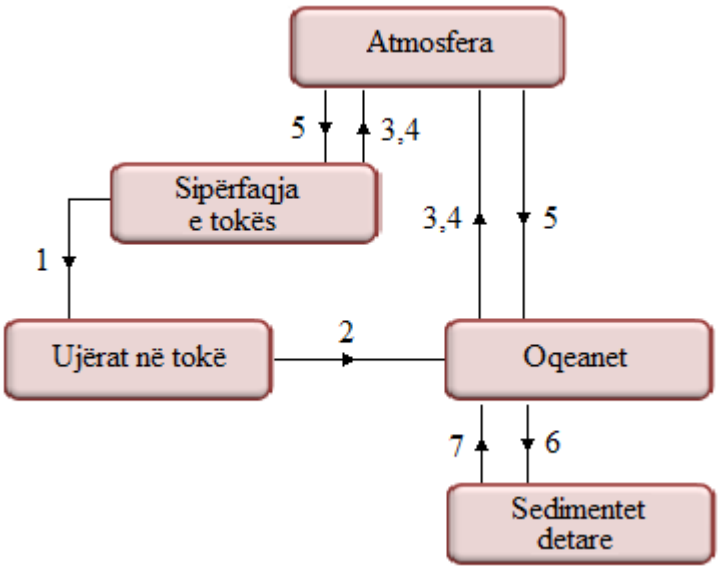


Figura 1.1. *Një model i ciklit gjeokimik të përgjithshëm të tokës. Në të janë treguar rezervuarët kryesorë dhe drejtimet e flukseve: (1) rrjedhjet e ujërave në tokë; (2) rrjedhjet e ujërave drejt oqeanit; (3) avullimi; (4) grimcat në suspension; (5) reshjet dhe depozitimi i thatë; (6) sedimentimi; (7) ritretja.*

Pjesët përbërëse të mjedisit nuk janë të izoluara nga njëra-tjetra. Ndërmjet tyre ndodhin shkëmbime të rëndësishme të masës dhe energjisë, të cilat kanë rëndësi të veçantë nga pikëpamja mjedisore. Bashkëveprimet ndërmjet pjesëve të mjedisit mund të kuptohen më mirë duke studiuar *ciklet natyrore të planetit Tokë.* Kjo do të thotë të shikohet mjedisi si një sistem që përbëhet nga rezervuarë që kanë lidhje me njëri-tjetrin nëpërmjet kalimeve të specieve kimike. Në Figurën 1.1. është treguar modeli i një cikli gjeokimik të përgjithshëm. Çdo cikël përbëhet nga disa rezervuarë (me veti fiziko-kimike të caktuara) dhe nga rrugët e transportit (fluksit) të substancave nga njëri rezervuar në tjetrin. Shumica e cikleve natyrore, që nuk kanë pësuar ndikime të konsiderueshme nga veprimtaritë njerëzore, janë në *gjendje stacionare*, që do të thotë se sasia e species që hyn në rezervuar është e barabartë me sasinë që del prej tij. Kjo provohet edhe nga fakti se gjatë periudhës para-industriale prej qindra milionë vjetësh nuk janë vërejtur ndryshime të rëndësishme kimike në mjedis. Në ciklin e Figurës 1.1. nuk është paraqitur drejtpërdrejt roli i biotës, por ky rol është thelbësor në shumë prej kalimeve të treguara. Për shembull, nëpërmjet biotës (më konkretisht fotosintezës) ndodh largimi i dyoksidit të karbonit nga atmosfera dhe zëvendësimi i tij me oksigjen. Shembull tjetër është kalimi i squfurit nga oqeani në atmosferë në formën e sulfurit të dimetilit që bëhet me pjesëmarrjen e fitoplanktonit detar; ose harxhimi i oksigjenit prej mikroorganizmave në mjediset ujore çon në krijimin e kushteve anaerobe që shkaktojnë reduktimin e metaleve dhe sedimentimin e tyre si sulfure.

Një shembull klasik i një cikli gjeokimik është ai i *ujit në Tokë*, ku p.sh. një pjesë e ujit që avullon nga oqeani kalon nëpërmjet atmosferës në tokë dhe kthehet përsëri në oqean nëpërmjet rrjedhjeve të ujërave sipërfaqësore dhe nëntokësore. Pra, ka një qarkullim të ujit, që është me rëndësi të veçantë për jetën në tokë, sepse janë pikërisht

këto ujëra që përdoren kryesisht nga njerëzit. Veç kësaj, ky qarkullim i ujit ka rëndësi edhe për klimën në tokë. Veprimtaritë humane mund të ndikojnë në flukset dhe në cilësinë e ujërave në rezervuarët e ndryshëm. Kështu p.sh. kthimi i pyjeve në toka bujqësore mund të shkaktojë zvogëlimin e sipërfaqes së gjelbër, e cila ka pasoja të tilla si intensifikimin e erozionit të tokave dhe shtimin e sedimenteve në sistemet ujore. Njëkohësisht, ndodh edhe përshpejtimi i kalimit të lëndëve ushqyese (nutrientëve) dhe substancave të tjera të tretshme nga sipërfaqja e tokës në ujërat sipërfaqësore duke shkaktuar kështu ndryshime të rëndësishme të karakteristikave kimike dhe biologjike të objekteve ujore.

Bashkëveprimet e rëndësishme ndërmjet organizmave të gjalla dhe mjediseve abiotike mund të përshkruhen nëpërmjet *cikleve biogjeokimike*, në të cilët pasqyrohen njëkohësisht dukuritë *biologjike*, *kimike* dhe *gjeologjike*. Ciklet biogjeokimike janë shprehje e jetës në Tokë dhe ato mund të konsiderohen si sistemet metabolike të planetit. Organizmat e gjalla, sidomos bimët dhe mikroorganizmat, kanë një rol kritik në kontrollin e proceseve të metabolizmit natyror nga të cilat varet ruajtja e përbërjes së atmosferës, ujërave dhe tokës së planetit në kufijtë që e mbështesin jetën në të. Një cikël biogjeokimik i rëndësishëm është p.sh. ai i karbonit. Një ndryshim i rëndësishëm në ciklin natyror të karbonit konsiston në rritjen e përmbajtjes së CO_2 në atmosferë me rreth 3.10^{12} ton në vit. Shkaqet kryesore janë rritja e konsumit të lëndëve djegëse fosile dhe prerja e pyjeve. Prekja e ekuilibrit në ciklin e karbonit ka shkaktuar një pasojë mjedisore të rëndësishme, atë të ngrohjes globale, shqetësimi për të cilën është sot shumë i madh. Pra, aktivitetet njerëzore mund të shkaktojnë ndryshime në flukset dhe si pasojë në dëmtimin e gjendjes stacionare të cikleve. Ky është një shembull që tregon se ndonëse ndryshimet në flukset mund të jenë mjaft të vogla në krahasim me sasinë që ndodhet në rezervuarë, ato mund të shkaktojnë pasoja shumë të mëdha në ekuilibrat mjedisorë.

1.2 Degradueshmëria dhe qëndrueshmëria e specieve kimike në mjedis

Për të kuptuar siç duhet shumë nga problemet e cikleve natyrore duhet të studiohen sidomos dy aspekte: *transporti i specieve kimike* nga njëri rezervuar i mjedisit në tjetrin dhe *fati i specieve kimike në kohë.*

Speciet kimike mund të shpërndahen në mjedis nëpërmjet proceseve të ndryshme, si p.sh. difuzionit dhe përzierjes, reaksioneve kimike, tretjes, dekantimit, avullimit, reshjeve, etj. Vetëm duke kuptuar lëvizshmëritë natyrore të specieve kimike mund të vlerësohen ndryshimet që veprimtaritë njerëzore mund të shkaktojnë në mjedis.

Fati i specieve kimike në mjedis do të varet drejtpërdrejt nga dy veti të kundërta: *degradueshmërisë*, që është vetia për të pësuar shkatërrim (në rrugë kimike ose biologjike) dhe *qëndrueshmërisë* (persistencës) që është aftësia për të mos pësuar ndryshim për një kohë relativisht të gjatë. Natyrisht, vetë elementet kimike janë të padegradueshme dhe mund të kalojnë nga njëra pjesë e mjedisit në një tjetër pa pësuar ndryshime. Për shembull, plumbi që del nga motorët e automjeteve, qëndron në atmosferë për një kohë të shkurtër, pastaj ai bie në sipërfaqen e tokës (nëpërmjet depozitimit të thatë ose reshjeve) duke kaluar në tokë, bimë dhe ujëra. Për periudha kohe

shumë të gjata i gjithë plumbi shpëlahet prej tokës dhe kalon në oqeane ku dhe depozitohet, kryesisht në sedimente.

Bazuar në fatin e specieve kimike në mjedis ato mund të ndahen në *të degradueshme* (me jetëgjatësi të vogël) dhe *pak të degradueshme* (me persistencë të lartë); p.sh. dyoksidi i squfurit ose oksidet e azotit konsiderohen si substanca të degradueshme sepse ato oksidohen lehtësisht në ajër, ndërsa DDT'ja dhe CFC'të janë shumë pak të degradueshme dhe prania e tyre në mjedis vazhdon për një kohë të gjatë edhe pas ndërprerjes së shkarkimit të tyre.

Disa substanca kimike pësojnë ndryshime kimike në mjedis dhe vetitë e tyre mund të ndryshojnë krejtësisht. Për shembull, nitratet që shtohen në tokat bujqësore si pleh mund të shndërrohen në oksidin nitror të gaztë nëpërmjet proceseve të denitrifikimit mikrobiologjik. Ky gaz është kimikisht mjaft inert dhe qëndron për një kohë të gjatë në atmosferë.

Ekziston një ndërvarësi ndërmjet jetëgjatësisë së specieve kimike në mjedis dhe ndryshimeve të përqëndrimeve të tyre nga njëri vend në tjetrin. Speciet jetëshkurër (p.sh. SO_2 dhe NO_2) largohen përpara sesa ato të arrijnë që të shpërndahen gjerësisht, prandaj specie të tilla, paraqesin ndryshime hapësinore të konsiderueshme të përqëndrimeve. Gjithashtu, nivelet e përqëndrimeve të tyre paraqesin luhatje të mëdha me kohën. Ndërkaq, speciet që kanë jetëgjatësi të madhe (disa vjet), p.sh. CO_2, N_2O, etj, paraqesin luhatje të vogla të përmbajtjes së tyre në ajër, sepse ato kanë kohë të mjaftueshme të shpërndahen përpara sesa të hyjnë në reaksione kimike në një shkallë të konsiderueshme.

Shqetësimi në lidhje me prodhimin dhe përdorimin e substancave kimike me persistencë të lartë ka çuar në nevojën e vendosjes së kritereve të vlerësimit të shpejtë të transportit dhe fatit të tyre në mjedis. Ky grup substancash janë quajtur me emrin "POP" ("Persistent Organic Pollutants") dhe ato karakterizohen nga: (i) toksiciteti i lartë për njerëzit dhe kafshët, (ii) nuk pësojnë degradim në mjedis për disa gjenerata, (iii) mund të shpërndahen në largësi të mëdha në ajër dhe ujëra dhe (iv) akumulohen në indet dhjamore të organizmave të gjalla. Vlerësimi i këtyre karakteristikave mund të bëhet sipas kritereve të caktuara, të cilat janë vendosur duke u bazuar në Konventën e Stokholmit të vitit 2001, e cila është nënshkruar nga 151 vende dhe ka hyrë në fuqi në vitin 2004. Substancat e pranuara nga kjo Konventë si POP'e janë 12, ndër të cilat përmendim 8 pesticide, poliklorbifenilet, dioksinat, dibenzofuranet dhe toksafenin.

1.3 Ndotja e mjedisit

Ndotje quhet futja e substancave ndotëse në mjedisin natyror të cilat shkaktojnë ndryshime të padëshiruara në të. Ndotja mund të jetë në formën e substancave kimike ose të energjisë si zhurmë, nxehtësi ose dritë. Ndotësit mund të jenë ose substanca/energji të huaja ose që ndodhen në mënyrë natyrore.

Ndotja e ajrit e ka shoqëruar gjithmonë civilizimin. Ndotja ka nisur që nga periudhat parahistorike, kur njeriu zbuloi zjarrin. Bloza e gjetur në tavanet e shpellave parahistorike jep evidencë të mjaftueshme të niveleve të larta të ndotjes, që ka qenë e shoqëruar me ajrosjen e papërshtatshme të zjarreve në ambjent të hapur. Farkëtimi i metaleve duket të jetë një pikë kyçe kthese në krijimin e niveleve të konsiderueshme të

ndotjes së ajrit jashtë ambienteve të banuara. Mostra të marra në thellësi të akullnajave të Groenlandës dëshmojnë për rritje të ndotjes nga prodhimi i metaleve gjatë periudhave të civilizimit Grek, Romak e Kinez, por në atë kohë ndotja ishte më e ulët dhe mund të përballohej nga natyra. Mbreti Eduarti I i Anglisë shpalli në Londër në vitin 1272 ndalimin e djegies së qymyrit, pasi tymi i tij filloi të bëhej shqetësues. Ndotja e ajrit do të vazhdonte të mbetej një problem në Angli, veçanërisht më vonë, gjatë Revolucionit Industrial dhe, duke u zgjeruar në të kaluarën e afërt me "Smogun e Londrës" të vitit 1952. Londra shënoi gjithashtu një nga rastet ekstreme më të hershme të problemeve të cilësisë së ujit me "Kundërmimin e Londrës" në vitin 1858, e cila çoi menjëherë në ndërtimin e sistemit të ujërave të zeza në Londër.

Ishte Revolucioni Industrial ai që lindi ndotjen mjedisore ashtu siç e njohim ne sot. Ngritja e fabrikave të ndryshme dhe konsumi i sasive pa masë të qymyreve dhe lëndëve të djegëshme fosile, çoi në ndotje të mëdha të ajrit dhe shkarkimet kimike industriale në sasi të mëdha j'u shtuan vëllimit të madh të mbeturinave të patrajtuara njerëzore. Ndotja filloi të bëhej një problem popullor pas luftës së dytë botërore, për shkak të pasojave nga mbeturinat radioaktive nga lufta dhe testimet atomike. Më pas një ngjarje jo-bërthamore, "Smogu i Londrës", vrau të paktën 4000 njerëz. Kjo nxiti një nga legjislacionet e para të mëdha moderne të mjedisit, "Akti i Ajrit të Pastër" (Clean Air Act) në vitin 1956. Incidente të rënda nga ndotja ndihmuan në rritjen e ndërgjegjësimit. Shkarkimet e PCB've në lumin Hudson çuan në ndalimin e konsumit të peshqve nga Agjencia e Mbrojtjes së Mjedisit në vitin 1974. Ndotja filloi të tërhiqte vëmendjen e publikut në USA midis mesit të viteve 1950 dhe fillimit të 1970, kur Kongresi miratoi "Aktin e Kontrollit të Zhurmave", "Aktin e Ajrit të Pastër", " Aktin e Ujit të Pastër" dhe "Aktin e Politikës Kombëtare të Mjedisit".

Mund të jepen shembuj të shumtë se si veprimtaria njerëzore ka ndikuar në gjendjen mjedisore të mjedisit. Mjafton të përmendim disa nga dukuritë që diskutohen më shumë sot, si p.sh. ngrohja globale (nga efekti "serrë"), vrima e ozonit, shiu acid, shpyllëzimet dhe erozioni i tokave, dëmtimet e biodiversitetit, etj. Në përgjithësi, pranohet se veprimtaritë njerëzore mund të shkaktojnë këto pasoja negative në mjedis:

- dëmtime të shëndetit, ulje të jetëgjatësisë ose dëmtime të cilësisë së jetës së njerëzve,
- dëmtime të biodiversitetit (zhdukja ose pakësimi i disa llojeve të kafshëve dhe bimëve) dhe i habitateve të tyre,
- ndryshime në klimë,
- ulje të prodhimtarisë bujqësore të tokave.

Shumë nga veprimtaritë e përmendura më sipër, që shkaktojnë dëmtime në mjedis, i takojnë *teknologjive*, të tilla si prodhimi i produkteve industriale, nxjerrja dhe përdorimi i mineraleve dhe lëndëve të para, prodhimi i energjisë, transporti, praktikat bujqësore intensive, etj. Mund të thuhet se mjedisi në të cilin jetojnë të gjitha gjallesat ka pësuar mjaft ndikime me pasoja të pakthyeshme nga teknologjia. Sot vërehet një tendencë e rikonceptimit të teknologjive në përshtatje me pasojat në mjedis, gjë që shprehet sidomos në zhvillimin e të ashtuquajturës "teknologji e pastër". Sa herë që një specie kimike futet në mjedis, duhet të shtrohet problemi i pasojës përfundimtare duke patur si prioritet parësor ndikimin në jetën e gjallesave, pasi shkarkimi qoftë edhe i sasive shumë të vogla të një metali të rëndë apo i një komponimi organik toksik, të cilët mund të kalojnë p.sh.

në burimet e ujit të pijshëm ose në produktet ushqimore, mund të shkaktojnë pasoja shumë të dëmshme për shëndetin.

Dëshmitë në rritje të ndotjes lokale dhe globale dhe shtimi me kalimin e kohës i një publiku gjithnjë e më i informuar, ka çuar në rritjen e *ambjentalizmit* dhe *lëvizjes mjedisore*, të cilët kërkojnë të ulin ndikimin e njeriut në mjedis.

1.4 Llojet e ndryshme të ndotjes

Duhet bërë dallim ndërmjet ndotësit (substancës ndotëse) dhe substancës së padëshirueshme.

Substancë e padëshirueshme (contaminant) do të konsiderohet një substancë, nivelet e të cilës paraqesin shmangie nga përbërja normale e mjedisit ku ajo ndodhet.

Ndotës ose substancë ndotëse (pollutant) do të quhet një substancë e cila futet në mjedis në përqëndrime më të larta sesa niveli natyror i saj (si rezultat i veprimtarisë njerëzore) dhe që paraqet një rrezik të dukshëm për mjedisin. Ky rrezik mund të jetë në shëndetin e njerëzve, organizmat e gjalla dhe ekosistemet ose në mirëqënien dhe përdorimin e ligjshëm të mjedisit.

Çdo substancë ndotëse dhe e padëshirueshme e ka prejardhjen nga një burim. Burimet mund të jenë *pikësore* ose *të shpërhapura* (difuze). Njohja e burimit ka rëndësi të veçantë, sepse ai është vendi më i përshtatshëm për të mënjanuar ose pakësuar ndotjen. Ndotësi, pasi shkarkohet nga burimi mund të veprojë në një *receptor*. Në qoftë se ndotësi është i qëndrueshëm për një kohë relativisht të gjatë, ai mund të depozitohet në një *rezervuar*.

Ndotjet mund të klasifikohen në varësi të shkallës së përhapjes si *globale, rajonale* dhe *lokale*, ato mund të jenë afatshkurtër ose afatgjatë, lethale ose thjesht të dëmshme.

Format kryesore të ndotjes së mjedisit janë:

- Ndotja e ajrit – lëshimi në atmosferë i lëndëve kimike të ndryshme dhe pluhurave.
- Ndotja e tokës – ndodh kur lëndët kimike janë lëshuar nga derdhje apo rrjedhje nëntokësore.
- Ndotja e ujit – nga shkarkimet e mbetjeve urbane ose industriale në ujërat sipërfaqësore.
- Ndotja radioaktive – që rezultojnë nga aktivitetet e shekullit të 20 në fizikën atomike, si prodhimi i energjisë bërthamore.
- Ndotja nga zhurmat – që përfshin zhurmën nga rrugët, zhurmën nga aeroplanët, zhurmën nga industria si dhe hidrolokalizuesit me intensitet të lartë të nëndetëseve.
- Ndotja termike – që është ndryshimi në temperaturën e ujërave natyrore shkaktuar nga influenca e njeriut, si p.sh përdorimi i ujit si ftohës në centralet elektrike.

1.4.1 Ndotjet dhe dëmtimet e tokës

Me termin "tokë" nënkuptojmë shtresën sipërfaqësore të litosferës, e cila ndodhet ndërmjet kores së Tokës dhe atmosferës së saj (ajo quhet edhe *pedosferë*). Ajo është një produkt që formohet si rezultat i proceseve të erozionit fizik, kimik dhe biologjik të

shkëmbinjve të kores së tokës kur ata ekspozohen në sipërfaqe. Sipërfaqja e tokës është përbërës kryesor i biosferës prej së cilës varet ekzistenca e shumë organizmave, që nga bakteret, bimët, kafshët deri tek njerëzit. Toka jep jo vetëm një mbështetje fizike për të gjitha organizmat tokësore, por edhe ushqimin për to. Mbi 90% e prodhimeve tona ushqimore merren nga toka. Cilësia mjedisore ka ndikim të drejtpërdrejt në sasinë dhe cilësinë e prodhimeve bimore dhe shtazore që merren prej saj. Gjithashtu, toka ka një ndikim të rëndësishëm në cilësinë e ujërave. Nga ana tjetër, shtresa sipërfaqësore e tokës shërben edhe si depozitë e sasive të mëdha të lëndëve ndotëse, p.sh. mbeturinave industriale dhe urbane, kimikateve të ndryshme, pluhurave, etj.

Toka ka një rol lidhës qendror ndërmjet katër përbërësve kryesorë të mjedisit sipërfaqësor: litosferës, hidrosferës, atmosferës dhe biosferës. Sipërfaqja e tokës, në dallim nga ajri dhe uji, paraqet një rol mjedisor të trefishtë në lidhje me ndotjet: ajo shërben si vend-depozitë, si filtër dhe si bioreaktor i lëndëve ndotëse. Një veçori tjetër specifike është se toka zotëron në një shkallë shumë të vogël aftësinë e vetëpastrimit (regjenerimit) të saj. Shumë substanca ndotëse që kalojnë në tokë shkaktojnë shpesh edhe ndotje të ujërave dhe ajrit sepse toka është një përbërës i rëndësishëm i cikleve gjeokimike të mjedisit në përgjithësi dhe ajo shkëmben lëndë me hidrosferën dhe atmosferën.

Përdorimet e tokës nga njerëzit mund të shkaktojnë dëmtime të saj nëpërmjet futjes së substancave ndotëse dhe zvogëlimit të pjellorisë së shtresës së sipërme për shkak të degradimit të lëndës organike dhe të erozionit. Është vështirë të gjenden toka në planetin tonë që të mos kenë pësuar ndotje. Në toka hidhet një sasi e madhe e mbeturinave, një pjesë e të cilave përmbajnë substanca ndotëse.

Nga pikëpamja mjedisore dallojmë tre nivele të dëmtimit të tokave nga ndotjet:

- tokë *"e dëmtuar"* (*contaminated*), atëherë kur ajo paraqet një rrezik real ose potencial për shëndetin ose mjedisin si pasojë e përdorimit aktual ose të mëparshëm të saj.
- tokë *"e ndotur"* (*polluted*), atëherë kur substancat ndotëse me origjinë antropogjene, që ndodhen në tokë kanë shkaktuar dëmtime të dukshme në shëndetin e njerëzve ose mjedisin përreth.
- tokë *"e papërdorshme"*, atëherë kur ajo është dëmtuar aq shumë nga shkarkimet industriale ose nga shkaqe të tjera, saqë nuk është më e përshtatshme për përdorim pa bërë një trajtim të veçantë të saj.

Burimet e substancave notëse në tokat mund të grupohen si më poshtë:

a) Depozitimet nga atmosfera, që mund të jenë: produkte të djegies së lëndëve djegëse fosile, shkarkime të automjeteve, shkarkime nga industria kimike dhe metalurgjike, pluhura të djegies të mbeturinave urbane, etj.

b) Lëndët kimike që përdoren në bujqësi dhe blegtori: pesticidet, insekticidet, dhe herbicidet, plehrat kimike dhe substancat toksike që i shoqërojnë ato (p.sh. Cd dhe U që ndodhen në plehrat fosfatike).

c) Depozitimet e mbeturinave: llumrat e ujërave të zeza, plehrat nga mbeturinat e fermave blegtorale, shpëlarjet nga landfillet e mbeturinave të ngurta urbane, mbeturinat e minierave, etj.

d) Kalimi aksidental i substancave ndotëse në toka: nga korrozioni i pajisjeve metalike, rrjedhjet nga rezervuarët e naftës dhe nënprodukteve, konservantët e drurit, veprimtaritë ushtarake (mbeturina të lëndëve eksplozive, municioneve dhe predhave), veprimtaritë sportive, etj.

e) Objektet industriale të braktisura: impiantet e gazit (fenol, blozë, cianure, As, Cd), industria elektrike (Cu, Pb, Zn, PCB, solventë), industria e përpunimit të lëkurëve (Cr^{6+}), etj.

Industritë që shkaktojnë ndotje të shumta të tokave janë metalurgjia e zezë dhe me ngjyra, industria kimike, petrokimike dhe energjetike. Substancat kimike më të zakonshme janë metalet e rënda si Ni, Mn, Cd, Pb, Cr, Cu, Co, Fe, Hg dhe shumë substanca organike si p.sh. alfa benzopireni, hidrokarburet aromatike policiklike, PCB'të, etj. Zonat me ndotje më të larta ndodhen në largësi 1-5 km nga burimi i ndotjes, por vlerësohet se vetëm në largësinë 15-20 km arrihet niveli i sfondit natyror. Thellësia e depërtimit të substancave ndotëse në tokë është zakonisht deri 20 cm, por ka raste që arrin deri në 160 cm.

Ndotjet dhe dëmtimet e tokave nga shkaqe urbane janë një problem kritik në mjaft vende. Hedhja e mbeturinave urbane (të papërpunuara ose të përpunuara) në tokat përbën një burim të rëndësishëm të dëmtimeve të tyre. Ato janë një burim potencial i ndotjeve të tokave përreth dhe i ujërave nëntokësore. Problem edhe më i vështirë për t'u zgjidhur është ai i mbeturinave urbane të lëngëta. Llumrat e ujërave të zeza përmbajnë një numër shumë të madh substancash ndotëse dhe mikroorganizmash të rrezikshme për shëndetin.

Dëmtime të rëndësishme të tokave mund të ndodhin nga *nxjerrja xeherorëve nga minierat*. Nxjerrja dhe përpunimi i xeherorëve mund të shoqërohet me ndotje të rëndësishme të mjedisit, sidomos po të kihet parasysh se pjesa e dobishme që shfrytëzohet mund të jetë vetëm në një përqindje të vogël (p.sh. përmbajtja e Cu në kalkopirit është rreth 2%).

Veç ndotjeve nga burimet antropogjene, vetë toka mund të paraqesë përqendrime të larta (jo normale) të substancave, të cilat mund të jenë të dëmshme për materialet, kafshët dhe njerëzit; ato vijnë zakonisht nga erozioni i disa shkëmbinjve. Këto substanca nuk klasifikohen si lëndë ndotëse (sepse janë nga burime natyrore), ndonëse ato janë të dëmshme. Erozioni i tokës konsiston në largimin e materialit të sipërfaqes së tokës nën veprimin e ujit dhe në një masë më të kufizuar në veprimin e erës. Erozioni është një dukuri natyrore, por ai është përshpejtuar mjaft nga veprimtaria e njerëzve. Pranohet, se ndikimi më i madh i veprimtarive antropogjene në ciklet e përgjithshme natyrore është pikërisht rritja e shpejtësisë të kalimit të elementeve kimikë nga toka në oqean, kryesisht për shkak të erozionit. Shkaqet kryesore të dëmtimit të tokave nga erozioni janë: shpyllëzimet dhe largimi i shtresës bimore të tokës, praktikat bujqësore intensive, lënia pas dore e tarracave, rritja e madhësisë së fushave, etj. Pasojat e erozionit konsiderohen të pakthyeshme në kohë. Erozioni mund të shkaktojë ulje të pjellorisë së tokës, dëmtime të habitateve natyrale (nga pakësimi i vegjetacionit) si dhe ndotje të sipërfaqeve të tjera, ku depozitohen sedimentet e eroduara (p.sh. me pesticide dhe kimikate bujqësore). Pasojat e erozionit përshkruhen zakonisht me termin *shkretëtirëzimi i tokave*.

1.4.2 Ndotja e ujërave

Ne jetojmë në një planet ku mbizotëron mjedisi ujor (hidrosfera). Uji mbulon 70% të sipërfaqes së Tokës. Ai është një komponim me veti të jashtëzakonshme dhe me rëndësi fondamentale për mjedisin. Ai ka rëndësi për jetën në tokë, sepse:

- vetitë specifike të ujit të lëngët, të avullt dhe të ngurtë përcaktojnë kushtet mjedisore që bëjnë të mundur jetën në Tokë,
- vetitë tretëse të jashtëzakonshme të ujit kushtëzojnë erozionin kimik të formacioneve shkëmbore, i cili është një dukuri natyrore, që çon në formimin e shtresës sipërfaqësore të tokës, kalimin e lëndëve ushqyese nga toka në bimët dhe pastaj në qeniet e gjalla.

Uji në rezervuarët e ndryshëm ka karakteristika fiziko-kimike të ndryshme. Gjatë avullimit të tij, uji lë në oqean dhe në tokë substancat e tretura që ndodhen në të. Në ujin e atmosferës treten shumë substanca të gazta që përmbahen në ajër si O_2, CO_2, SO_2, NO_x, etj, të cilat bien në sipërfaqen e Tokës së bashku me reshjet, duke marrë me vete edhe grimca të ngurta që ndodhen në ajër. Uji i reshjeve pasurohet në tokë me shumë substanca të tretshme, sidomos kur ai ka aciditet relativisht të lartë (uji i reshjeve në zonat industriale mund të jetë 10-100 herë më acid sesa uji i shiut normal). Prandaj, ujërat sipërfaqësore që derdhen në oqeane janë shumë më të pasura me substanca të tretura sesa uji i reshjeve.

Dy janë problemet shqetësuese në lidhje me ujërat natyrore: *ndotjet* dhe *pakësimi i rezervave të ujërave të ëmbla*.

Karakteristikat kimike dhe biologjike të ujërave kanë pësuar ndryshime të rëndësishme si pasojë e veprimtarive antropogjene. Deri në fillimet e Revolucionit Industrial në Evropë dhe në Amerikën e Veriut ujërat e hidrosferës kanë qenë "të pandotura", ose më saktë në gjendjen cilësore natyrale të tyre. Tani, gjithë ujërat e Tokës, me përjashtim të akujve Polarë, janë të ndotura nga veprimtaritë njerëzore. Ndotjet mund të dëmtojnë cilësinë e ujërave duke i bërë ato të papërdorshme, të dëmshme madje deri vdekjeprurëse. Janë të shumta lëndët kimike që mund të shkaktojnë ndotje të ujërave; ndër më të zakonshmet janë: mbeturinat e lëngëta urbane dhe industriale, plehrat kimike, pesticidet dhe kimikatet e tjera që përdoren në bujqësi, lëndët larëse sintetike (detergjentët), nafta dhe produktet e saj, metalet e rënda, etj.

Burimet antropogjene të ndotjeve të ujërave ndahen në dy grupe: *burime pikësore* dhe *burime jo-pikësore*. Burimet pikësore më të rëndësishme janë: shkarkimet e mbeturinave të lëngëta urbane (ujërat e zeza) dhe të fermave blegtorale, shkarkimet e mbeturinave të industrisë, ujërat e shpëlarjes nga vend-depozitimet e mbeturinave të ngurta, etj. Burimet jo-pikësore (ose difuze) më të zakonshme janë: shkarkimet e ujërave të drenazhimit të tokave bujqësore, reshjet e ndotura (në veçanti depozitimet acide), rrjedhjet e tubacioneve të ujërave të zeza, ujërat e shpëlarjes së rrugëve, etj.

Interes paraqet *shpërndarja e substancave* në ujërat. Substancat ndotëse, pasi kalojnë në ujërat e lumenjve ose liqeneve, sillen në mënyra të ndryshme: disa treten dhe pësojnë zhvendosje për shkak të rrymave ujore, të tjerat ndajthithen nga grimcat e ngurta në pezulli dhe sedimentojnë dhe të tjerat mund të hyjnë në cikle biokimike të ndryshme duke kaluar nga njëri organizëm në tjetrin.

1.5 Atmosfera e Tokës dhe roli i saj

Atmosfera e Tokës është një sistem i gaztë natyror dinamik që shtrihet deri në lartësinë 50,000 km nga sipërfaqja e saj. Në të mund të dallohen disa shtresa karakteristike, duke u bazuar në ndryshimet e temperaturës dhe deri diku edhe të përbërjes kimike: *troposfera*, *stratosfe*ra, *mezosfera*, *termosfera*, *ekosfera* dhe *magnetosfera*. Në ndryshimet e përbërjes kimike ndërmjet shtresave të atmosferës ndikojnë dy faktorë kryesorë: *(i) forca e tërheqjes së Tokës*, e cila sjell si pasojë kalimin e atomeve dhe molekulave më të rënda në shtresat që ndodhen më poshtë, duke lënë në shtresat më të larta të saj atomet dhe molekulat më të lehta, dhe *(ii) reaksionet kimike dhe fotokimike* ndërmjet përbërësve të atmosferës, në veçanti reaksionet fotokimike nën veprimin e rrezatimeve diellore dhe atyre kozmike, të cilat janë shumë më të fuqishme në shtresat e jashtme të atmosferës.

Atmosfera e Tokës ka një rol të dyfishtë: (i) ajo është një *shtresë vitale* që ushqen jetën në Tokë dhe njëkohësisht (ii) ajo është një *shtresë mbrojtëse* që e mbron Tokën nga veprimet e dëmshme të hapësirës së jashtme.

Atmosfera është burim i oksigjenit për frymëmarrjen e gjallesave, burim i dyoksidit të karbonit për fotosintezën e bimëve si dhe burim i azotit që, në formë kimikisht të lidhur, është një faktor esencial i jetës. Nëpërmjet atmosferës realizohet qarkullimi i ujit nga oqeani në tokë, duke shërbyer kështu si një "pajisje kondensuese" në "kaldajën" gjigande diellore.

Roli mbrojtës i atmosferës për jetën në tokë konsiston në përthithjen prej saj të pjesës më të madhe të rrezatimeve kozmike si dhe të një pjese të rrezatimeve diellore (rrezatimet UV nën 300 nm) duke mbrojtur kështu organizmat e ndryshme nga veprimet e dëmshme të tyre. Ndërkaq, atmosfera lejon kalimin në Tokë të rrezatimeve UV-VIS-IK (në zonën 300-2500 nm) të cilat transmetojnë në sipërfaqen e Tokës energjinë diellore aq të nevojshme për jetën në të (si dhe radiovalët 0,01-40 m). Një veprim tjetër vital i atmosferës është absorbimi i rrezatimeve IK që emitohen nga sipërfaqja e Tokës, duke penguar kështu shpërhapjen e nxehtësisë në hapësirë; në këtë mënyrë temperatura e Tokës mbahet pothuajse e pandryshuar në nivele relativisht të vogla (nëpërmjet efektit "serrë").

Së fundi, atmosfera e Tokës shërben edhe si "rezervuar" për shumë substanca ndotëse, kryesisht të gazta, si p.sh. SO_2, NO_x, CFC, CO, etj.

1.6 Ndotja e ajrit

Rreth 90% e masës së atmosferës ndodhet në shtresën e troposferës. Troposfera është shtresa më e ulët që shtrihet nga sipërfaqja e tokës deri në lartësinë 10-18 km në varësi të gjerësisë gjeografike dhe stinës. Përbërësit kryesorë të ajrit në troposferë janë azoti me 78% dhe oksigjeni me 21% (përqindja në vëllim ose molare). Përbërësi i tretë i ajrit është argoni, që shoqërohet nga katër gaze inertë të tjerë (Ne, He, Kr dhe Xe), ndonëse në përqëndrime shumë më të vogla. Gazet e tjerë gjurmë, p.sh. CO_2, CH_4, N_2O, H_2, SO_2, NH_3, etj, ndodhen në përqendrime që variojnë shumë për shkak të aktivitetit kimik të tyre dhe ndotjeve.

Përbërja kimike e ajrit në troposferë varet nga shumë faktorë si:

- burimet e ndotjeve (p.sh. shkarkimet e gazta nga objektet industriale dhe nga mjetet e transportit, shkarkimet urbane, etj.),
- reaksionet kimike dhe fotokimike,
- kushtet meteorologjike si p.sh. drejtimi i erës, ndryshimet e temperaturës dhe trysnisë, reshjet,
- faktorët topografikë (p.sh. reliefi i zonës, lartësia, etj,).

Përbërja kimike e troposferës është në përgjithësi uniforme për shkak të përzierjes së shpejtë të saj, e cila shkaktohet kryesisht nga ndryshimet e temperaturës me lartësinë, nga rrymat ajrore, shtrëngatat, etj. Megjithatë, në pjesë të kufizuara të troposferës mund të vërehen ndryshime zonale të përbërjes së ajrit.

Troposfera është shumë e ndjeshme ndaj ndotjeve. Shtimi edhe në sasi të vogla i një substance ndotëse mund të shkaktojë ndryshime të rëndësishme në të, për shkak të proceseve të shpejta të përzierjes. Në ajrin e troposferës përmbahen shumë substanca ndotëse me prejardhje natyrore dhe antropogjene. Ato mund të jenë në gjendje të gaztë dhe si aerosole në fazë disperse të ngurtë ose të lëngët. Burime natyrore të ndotjes së ajrit janë vullkanet, zjarret natyrore të pyjeve, dheu, etj. Futja e gazeve dhe e grimcave nga këto burime kanë ndodhur gjithmonë dhe atmosfera përshtatet me këto materiale me vështirësinë minimale. Burime antropogjene të ndotjes së ajrit vijnë nga shumë aktivitete të ndryshme të njeriut që ndodhin gjatë jetës sonë të përditshme. Burimet përfshijnë industrinë, automjetet, agrikulturën, prodhimin e energjisë, minierat dhe grumbullimet e mbeturinave.

Në varësi të burimit të tyre dallohen substancat ndotëse *parësore*, të cilat shkarkohen drejtpërdrejt në ajër si:

- komponimet e karbonit (CO, CO_2, CH_4, dhe VOC'të),
- komponimet e azotit (NO, N_2O, dhe NH_3),
- komponimet e squfurit (H_2S dhe SO_2),
- komponimet halogjene (klorure, florure dhe bromure),
- grimcat (PM ose aerosole) në formë të ngurtë ose të lëngët

dhe substancat ndotëse *dytësore* që formohen në ajër si rezultat i reaksioneve kimike ndërmjet substancave parësore si:

- NO_2 dhe HNO_3 prodhuar nga NO,
- ozoni (O_3) prodhuar nga reaksioni fotokimik i oksideve të azotit dhe VOC'të,
- piklat e acidit sulfurik prodhuar nga SO_2 dhe piklat e acidit nitrik prodhuar nga NO_2,
- aerosolet e sulfateve dhe nitrateve (p.sh. (bi)sulfat amoni dhe nitrat amoni) prodhuar nga reaksioni me NH_3 i piklave të acidit sulfurik dhe i piklave të acidit nitrik,
- aerosolet organike prodhuar nga VOC'të në reaksionet në fazë gaz-e ngurtë.

Në troposferë zhvillohen kryesisht reaksione në të cilat marrin pjesë përbërësit minorë dhe gjurmë, të cilët, në kushte natyrore ndodhen në përqendrime shumë të ulëta. Shumica e tyre janë substanca ndotëse, prandaj mund të thuhet se *kimia e troposferës fokusohet kryesisht në ndotjen e ajrit.*

Ndonëse nivelet e përmbajtjes së oksigjenit dhe azotit në atmosferë nuk kanë pësuar ndryshime, përqendrimet e gazeve gjurmë të cilat janë thelbësore për shumë procese që

zhvillohen në të, kanë pësuar ndryshime të rëndësishme për shkak të veprimtarive njerëzore. Si pasojë, në atmosferë vërehen një sërë dukurish kritike për ekosistemet dhe kushtet klimaterike në tokë si ngrohja globale, dobësimi i shtresës së ozonit, shiu acid, smogu fotokimik, etj.

Një rol të rëndësishëm në kiminë e troposferës luajnë grimcat e ngurta, të cilat shërbejnë si qendra të reaksioneve sipërfaqësore dhe piklat e lëngëta që janë mjedise për reaksionet në fazë të lëngët.

1.7 Shpërndarja e substancave ndotëse në atmosferë

Atmosfera përbën një nga rrugët më të rëndësishme të shpërndarjes së lëndëve kimike në mjedis. Largësitë e transportit të substancave ndotëse në atmosferë mund të jenë disa qindra deri mijëra kilometra. Kjo bën që ndotjet atmosferike të kenë shpeshherë karakter rajonal (p.sh. "shiu acid"), madje edhe karakter global (p.sh. "ngrohja globale" dhe "vrima e ozonit"). Si raste të spikatura të shpërndarjes së substancave ndotëse nëpërmjet atmosferës mund të përmendim dukuritë natyrore, që shoqërojnë shpërthimet e vullkaneve, pasojat e të cilave mund të vrojtohen në zona shumë të gjera të globit. Nëpërmjet atmosferës ndodh jo vetëm shpërndarja e lëndëve ndotëse flurore (p.sh. komponimeve organike), por edhe e lëndëve të ngurta në formë pluhuri, p.sh. e metaleve të rënda.

Lëndët që shkarkohen në atmosferë transportohen nga era si dhe përzihen me ajrin e mjedisit përreth nëpërmjet proceseve të difuzionit. Në drejtimin vertikal shpërndarja vazhdon deri sa përqendrimi i lëndës në shtresën turbulente të jetë kudo i njëjtë, ndërsa në drejtimin horizontal shpërndarja është teorikisht e pakufizuar dhe, zakonisht, ajo ndodh më shpejt sesa në planin vertikal.

Në shpërndarjen e substancave ndotëse në atmosferë një rol shumë të rëndësishëm ka drejtimi dhe shpejtësia e erës. Zakonisht, shpejtësia e erës në sipërfaqen e tokës është më e vogël gjatë natës dhe ajo rritet gjatë ditës, sidomos në kushtet e mungesës së reve. Gjithashtu, gjatë natës, shkarkimet e substancave ndotëse në ajër janë më të pakta. Prandaj, nivelet më të larta të substancave ndotëse në ajër takohen zakonisht në orët e mëngjesit, kur kanë filluar shkarkimet e tyre dhe ende shpejtësia e erës nuk ka arritur vlerën e vet maksimale.

Më të ekspozuar ndaj ndotjeve të ajrit janë zonat urbane që ndodhen në drejtimin kryesor të erës. Prandaj, për të vlerësuar ndikimet e burimeve të ndotjeve të ajrit është e rëndësishme njohja e *trëndafilit të erës*, një mënyrë grafike që pasqyron përqindjen e erërave sipas drejtimeve të ndryshme. Shkalla e shpërhapjes së substancave ndotëse varet edhe nga koha e jetës së tyre në atmosferë, e cila përcaktohet nga proceset e depozitimit dhe të reaksioneve kimike. Formimi i reve dhe rënia e reshjeve është një rrugë e rëndësishme e largimit të substancave ndotëse nga atmosfera.

Shpërndarja e substancave në ajër mund të karakterizohet nga dy dukuri që veprojnë në drejtime të kundërta: *qëndrueshmëria atmosferike* dhe *turbulenca atmosferike.* Faktori kryesor që ndikon në qëndrueshmërinë dhe turbulencën atmosferike është dukuria e *lehtësimit termik.* Trysnia atmosferike zvogëlohet në mënyrë eksponenciale me lartësinë. Ajri që ngjitet lart zgjerohet dhe si pasojë temperatura e tij do

të zvogëlohet. Në rastin ideal, zvogëlimi i temperaturës me lartësinë në atmosferë është një varësi adiabatike. Në kushtet reale të atmosferës, zvogëlimi i temperaturës me lartësinë mund të jetë më i vogël ose më i madh sesa vlera e rastit ideal dhe kjo ndikon drejtpërdrejt në shpejtësinë e përzierjes dhe në formën e lakores së shpërndarjes.

Në rastin kur temperatura zvogëlohet me lartësinë më shpejt sesa rasti ideal, atëherë, ajri në sipërfaqe të tokës, që është pak më i ngrohtë sesa mjedisi përreth fillon të ngrihet lart dhe ndryshimi i temperaturës ndërmjet tij dhe ajrit të mjedisit rritet vazhdimisht me lartësinë. Kjo gjë bën që lëvizja vertikale e ajrit të përshpejtohet, duke shkaktuar një shpërndarje të shpejtë të substancave ndotëse. Në këtë rast atmosfera është *e paqëndrueshme*. Në rastin kur temperatura zvogëlohet me lartësinë më ngadalë sesa rasti ideal, atëherë, ajri i sipërfaqes së tokës që është pak më i ngrohtë sesa ajri i mjedisit, fillon të ngrihet lart dhe të ftohet. Ndryshimi ndërmjet temperaturave të ajrit që ngrihet lart dhe atij të mjedisit bëhet shpejt zero dhe lëvizja e ajrit lart ndërpritet. Në këtë rast atmosfera është *e qëndrueshme*. Në këtë rast, shtresat e ulëta të ajrit të ndotur qëndrojnë në afërsi të sipërfaqes së tokës dhe përqendrimi i lëndëve ndotëse në to është relativisht i lartë. Prania e erës mund të bëjë që të kalohet në një rast tjetër ku atmosfera konsiderohet *neutrale*.

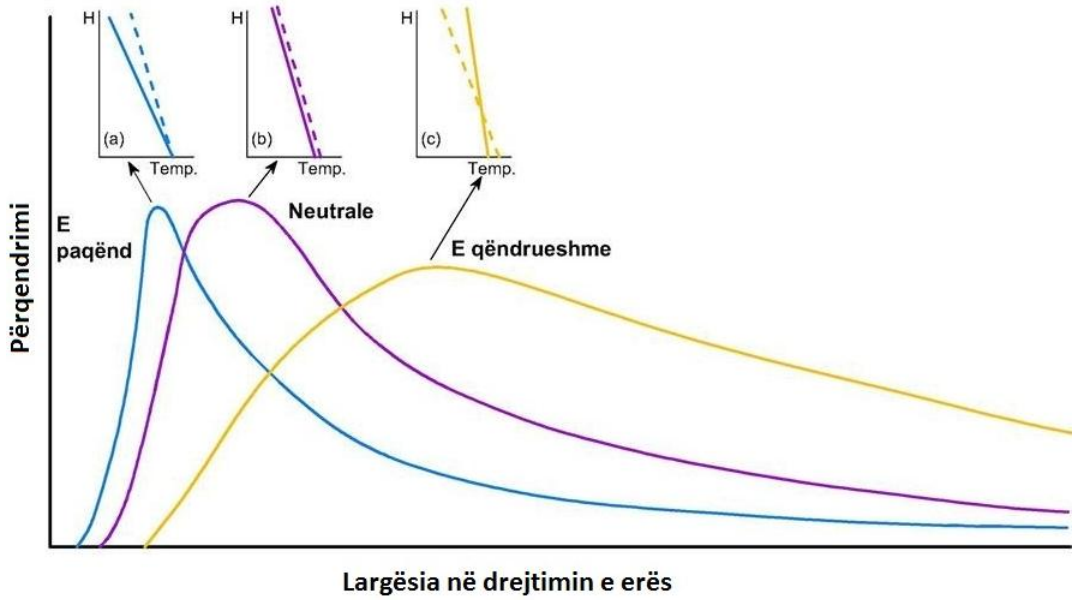


Figura 1.2. *Një skemë e ndikimit të lehtësimit termik në tre raste të qëndrueshmërisë atmosferike. Në pjesën e sipërme, me vijë të ndërprerë është treguar rasti ideal, ndërsa me vijë të plotë janë paraqitur tre rastet e lakoreve në kushtet e ftohjes reale.*

Qëndrueshmëria atmosferike varet nga sasia e rrezatimit diellor që bie, shpejtësia e erës dhe shkalla e mbulimit me re. Por në shkallën e përzierjes kanë rëndësi edhe karakteristikat topografike të terrenit.

Në kushte normale, ajri i ngrohtë ka tendencë që të ngrihet sipër deri në lartësinë ku temperatura dhe dendësia e tij bëhen të barabarta me atë të ajrit përreth. Por ka raste, kur

shkarkimet e substancave ndotëse qëndrojnë afër sipërfaqes së Tokës, në të ashtuquajturën "shtresë e përzierjes", trashësia e së cilës varion nga disa qindra metra deri në rreth 2 km, në varësi të kushteve meteorologjike. Sidomos kur temperatura e sipërfaqes së tokës është më e ulët sesa ajo e ajrit (dukuri që quhet "inversioni i temperaturës") dhe në mungesë të erës, substancat ndotëse që shkarkohen në ajër mund të akumulohen në zona të kufizuara duke shkaktuar gjendje "smogu".

Në të gjitha rastet e qëndrueshmërisë atmosferike dhe të inversionit të temperaturës një ndikim shumë të madh kanë faktorët gjeografikë. Veçanërisht të rrezikuara nga ndotjet atmosferike janë qytetet që ndodhen në luginat. Ajri i ftohtë kalon nga faqet e maleve drejt luginave, përzierja vertikale e shtresave të ajrit ndodh më me vështirësi dhe ka më shumë mundësi për gjendje mjegulle. Gjithashtu, mjaft qytete bregdetare janë subjekt i inversionit të temperaturës, sepse ajri i ftohtë i sipërfaqes së detit kalon drejt sipërfaqes së ngrohtë të tokës duke e zhvendosur ajrin e ngrohtë në shtresat më sipër.

1.8 Grimcat e kondensuara në ajër

Grimcat atmosferike (PM) janë përzierje heterogjene e grimcave të ngurta ose e piklave të ujit (ose e të dyve bashkë) me atmosferën ë Tokës. Ato qëndrojnë në atmosferë si aerosole atmosferike. Aerosolet mund të jenë në gjendje të ngurtë ose të lëngët, me diametër që mund të variojë nga disa nanometra deri në 100 μm. Ato mund të jenë me origjinë natyrore: nga pluhurat dhe tymrat, nga rëra dhe piklat e ujërave detare, nga avullimi i lëndëve organike prej bimëve, nga bakteret e ndryshme, nga hiri i vullkaneve si dhe me origjinë antropogjene: kryesisht si produkte të djegies. Aerosolet mund të jenë nga shkarkimet e drejtpërdrejta në ajër (aerosole parësore ose të dispergimit), por ato mund të formohen në ajër edhe si rezultat i reaksioneve kimike ose të kondensimit të avujve (aerosolet dytësore ose të kondensimit). Vetitë kimike dhe fizike të grimcave në atmosferë ndryshojnë shumë. Në përbërjen kimike të aerosoleve mbizotërojnë lëndët karbonate, oksidet e metaleve, sulfatet, nitratet, azoti amoniakal dhe siliciumi.

Janë të shumta reaksionet kimike që zhvillohen në sipërfaqen e grimcave të ngurta ose të piklave të ujit të adsorbuar në sipërfaqen e grimcave të ngurta. Grimcat që formohen nëpërmjet reaksioneve në fazë të gaztë janë fillimisht shumë të imta (< 0.1 μm), por ato rriten shpejt dhe arrijnë në përmasat 0.1 deri 2 μm, të cilat janë relativisht të qëndrueshme dhe mbeten në atmosferë për disa ditë. Shumica e emisioneve të tymrave si dhe aerosolet e sulfateve dhe nitrateve janë me këto përmasa dhe shpesh paraqesin veti acide. Grimcat me përmasa më të mëdha (2.5-50 μm) janë kryesisht nga pluhuri i tokës, rëra, çimentoja, etj, ose nga shkarkimet industriale dhe ato qëndrojnë vetëm pak kohë në atmosferë sepse depozitohen nga forca e gravitetit; zakonisht ato kanë natyrë bazike.

Grimcat e kondensuara përbëjnë formën më të dukshme të ndotjes së ajrit. Transporti i tyre përbën një nga rrugët kryesore të shpërndarjes së substancave ndotëse në mjedis. Ato kanë ndikime të dëmshme në shëndetin e njeriut. Grimcat e mëdha mbeten në rrugët e frymëmarrjes, ndërsa grimcat shumë të imta arrijnë deri në mushkëri. Lëndët e tretshme dhe një pjesë e grimcave shumë të imta mund të kalojnë në gjak dhe të shkaktojnë dëmtime në shëndet. Gjithashtu, përmbajtja e lartë e grimcave në ajër shoqërohet me përqendrime të larta të mjaft lëndëve toksike të gazta. Ndër substancat

ndotëse që merren nëpërmjet grimcave të ngurta mund të përmendim metalet e rënda, ndotësit organikë të qëndrueshëm (p.sh. PAH'të dhe dioksinat) dhe bloza.

Grimcat e blozës (karbonit) që formohen nga djegia e lëndëve djegëse në kushtet e pamjaftueshmërisë së ajrit përmbajnë zakonisht fraksione të rënda të hidrokarbureve, katran, komponime të squfurit dhe hi. Bloza që del nga djegia e lëndëve djegëse të lëngëta ka përmasa 50-100 μm dhe shpeshherë përmban komponime acide të kondensuara (H_2SO_4). Sidomos djegia e naftës në automjetet diezel shkakton lëshimin në ajër të sasive shumë të mëdha të bozës (me diametër < 10 μm) dhe hidrokarbureve flurorë, për shkak të mospërzierjes së mirë të lëndës djegëse me ajrin. Nga djegia e qymyreve çlirohen në ajër grimcat e hirit që përmbajnë okside inorganike, metale dhe karbon. Shumica e këtyre grimcave janë me përmasa relativisht të mëdha (≥ 100 μm), por rreth 1-2% e tyre janë me diametër rreth 0.1 μm dhe ato përmbajnë kryesisht elemente toksike të tillë si As, Sb, Hg, etj.

Grimcat e ngurta me përmasa relativisht të mëdha që depozitohen në tokë ose në gjethet e bimëve paraqesin gjithashtu rrezik për shkak se substancat ndotëse që ato përmbajnë mund të asimilohen nga bimët dhe të kalojnë kështu në zinxhirin ushqimor të kafshëve dhe njerëzve.

1.9 Depozitimi i grimcave atmosferike

Depozitimi atmosferik është procesi nëpërmjet të cilit aerosolet depozitohen në tokë, bimë, ujë dhe sipërfaqe të tjera, nëpërmjet sedimentimit ose si rezultat i proceseve atmosferike komplekse si: sedimentimi, përplasja dhe adsorbimi. Procesi i depozitimit mund të ndahet në dy nënprocese: *depozitim i thatë* dhe *depozitim i njomë.*

Depozitimi i thatë zakonisht përshkruhet në aspektin e shpejtësisë së depozitimit të thatë. Shpejtësia e depozitimit të thatë përshkruan se sa shpejt një grimcë aerosoli bie në kontakt me sipërfaqen. Kjo varet nga përmasat e aerosolit dhe është më e vogël për aerosole me përmasa akumuluese. Depozitimi i thatë rritet drejt përmasave më të vogla për shkak të lëvizjes Browniane. Në këtë kontekst, lëvizje Browniane do të thotë që aerosolet e vogla me diametër nën 0.1 μm koagulojnë me aerosolet e tjera duke rritur përmasat e tyre. Ky proces eliminon grimcat e vogla nga atmosfera nëpërmjet aglomerimit duke i çuar ato në grimca me përmasa më të mëdha, por nuk i eliminon ato nga atmosfera. Shpejtësia e depozitimit të thatë rritet për grimcat me diametër më të madh sesa 1 μm, kur precipitimi gravitacional fillon të bëhet forca dominuese. Grimcat më të mëdha sesa 15 μm depozitohen shumë shpejt si rezultat i precipitimit gravitacional. Grimcat ndërmjet 0.1 dhe 1 μm jetojnë gjatë, deri në 1 ose 2 javë. Shpejtësia e depozitimit të tyre është aq e vogël sa grimcat eliminohen me anë të depozitimit të njomë.

Depozitimi i njomë është procesi i largimit të aerosoleve nëpërmjet përplasjes me pikat e shiut, flokët e borës dhe nëpërmjet kapjes nga piklat e reve ose kristalet e akullit, të cilët largohen nga atmosfera nëpërmjet precipitimit. Sipas një mesatareje vjetore, depozitimi i njomë është dominues, duke larguar 80-90% të masës së aerosoleve. Pjesa e mbetur largohet nëpërmjet depozitimit të thatë.

1.10 Metalet e rënda në mjedis

Termi "metal i rëndë" nuk është përcaktuar ndonjëherë nga ndonjë organizëm i autorizuar siç është IUPAC. Në tërë këto vite janë dhënë kaq shumë përkufizime të ndryshme, nga shumë autorë, të cilat efektivisht janë pa kuptim. Nuk mund të gjendet ndonjë lidhje midis densitetit (gravitetit specifik) dhe asnjë koncepti tjetër fiziko-kimik që është përdorur për të përcaktuar "metalet e rënda" dhe toksicitetin që u atribuohet atyre.

Çelësi për vlerësimin e vetive toksike potenciale të elementeve metalikë dhe komponimeve të tyre qëndron në të kuptuarin e biodisponueshmërisë. Biodisponueshmëria varet nga parametrat biologjikë dhe nga vetitë fiziko-kimike të elementeve metalikë, joneve të tyre dhe komponimeve të tyre. Kjo nga ana tjetër varet nga struktura atomike e elementeve metalikë, e cila përshkruhet në mënyrë sistematike nga tabela periodike. Kështu që çdo klasifikim i elementeve metalikë, që të përdoret në legjislacionin e bazuar shkencërisht, duhet që për vete të bazohet në tabelën periodike ose në ndonjë nënndarje të saj (IUPAC Technical Report 2002).

Termi metal i rëndë i referohet elementeve kimike metalike që janë toksike qoftë në përqendrime të vogla. Metalet e rënda ndodhen natyrshëm në koren e Tokës, në dhe´, sedimente, ujëra dhe organizma në përqendrime që variojnë shumë. Organizmat e gjalla kërkojnë sasi të ndryshme të metaleve të rënda. Hekuri, kobalti, mangani, molibdeni dhe zinku janë të nevojshëm për njerëzit, por sasi të tepruara të tyre mund të jenë të dëmshme për organizmin. Disa metale të tjera të rënda si mërkuri, plutoniumi dhe plumbi janë metale toksike të cilat nuk kanë ndonjë efekt jetësor ose të dobishëm dhe akumulimi i tyre me kalimin e kohës në organizmat e gjalla mund të shkaktojë sëmundje serioze. Disa elemente që normalisht janë toksike, për organizma të caktuara ose në kushte të caktuara janë të dobishme.

Duke qenë se metalet e rënda janë elemente, ata nuk mund të zbërthehen, kështu që metalet e rënda do të vazhdojnë të qëndrojnë në mjedis. Ndryshe nga shumë ndotës organikë, të cilët përfundimisht degradojnë në dioksid karboni dhe ujë, metalet e rënda do tentojnë të akumulohen në mjedis, veçanërisht në liqene, në grykëderdhje ose në sedimentet detare. Metalet mund të transportohen nga një pjesë e mjedisit në tjetrin.

Shkarkimet e metaleve të rënda më mjedis janë një problem botëror, pasi ato janë një kërcënim gjithnjë e në rritje për mjedisin. Metalet e rënda mund të shkarkohen në mjedis si nga *burime natyrore* ashtu dhe nga *burime antropogjene*. Si burime natyrore të ndotjes nga metalet e rënda në përgjithësi konsiderohen proceset biogjenike, grimcat e dheut që ngrihen nga era, vullkanet, erozioni i shkëmbinjve, spërkatjet nga kripërat detare dhe djegia e pyjeve (Lambert et al. 1988). Ndër këto burime vlerësohet se proceset biogjenike kanë kontributin kryesor. Rreth 30-50% e metaleve As, Cd, Cu, Mn, Pb, Sb, Zn dhe mbi 50% e Se dhe Mo që emitohen në vit nga burime natyrore, kanë origjinë biogjenike.

Në ditët tona emitimet e metaleve të rënda nga burimet antropogjene i tejkalojnë ato nga burimet natyrore, kjo nënkupton që njerëzimi është bërë faktori kyç në ciklin rajonal dhe global të tyre (Jerome O. Nriagu, 1989). Burimi kryesor antropogjen i emitimit të metaleve të rënda janë veçanërisht minierat. Në disa raste, edhe pas një kohe të gjatë të ndalimit të aktivitetit të minierës, metalet e shkarkuara prej saj vazhdojnë të qëndrojnë në

mjedis. Sipas një raportimi të Peplow (1999), minierat punojnë nga 5 deri në 15 vjet, deri sa mineralet të shterojnë, por ndotja nga metalet e rënda si rezultat i veprimtarisë së tyre vazhdon dhe qindra vjet pas mbylljes së minierave. Burime të tjera antropogjene të emitimit të metaleve të rënda janë fonderitë dhe uzinat metalurgjike, nënproduktet e djegies, shkarkimet industriale, bujqësore dhe urbane, pesticidet që përmbajnë metale të rënda dhe trafiku (UNEP/GPA, 2004). Kadmiumi emitohet si një nënprodukt i rafinimit të zinkut (dhe ndonjëherë të plumbit); plumbi emitohet gjatë aktiviteteve të nxjerries dhe shkrirjes së tij, nga shkarkimet e automjeteve (nga djegia e karburantit të trajtuar me tetraetil plumbi) dhe nga bojërat e vjetra që përmbajnë plumb; mërkuri emitohet nga degazimi i kores se tokës. Në përgjithësi, metalet emitohen gjatë aktiviteteve të nxjerrjes dhe përpunimit të tyre (Lenntech, 2004). Këto metale shpëlahen nga uji dhe në sipërfaqe të pjerrëta merren nga ujërat acide përgjatë rrjedhës ose shkarkohen në det (Garbarino et al., 1995; INECAR, 2000). Ndotja nga metalet rritet më tepër kur mineralet ekspozohen pasi nxirren nga minierat dhe gjatë procesit të vendosjes manuale nëpër dampa, në krahasim me ekspozimin natyror të tyre nëpërmjet erozionit. Metalet transportohen nëpërmjet lumenjve dhe rrëkeve ose si specie të tretura në ujë ose si një pjesë përbërëse e sedimenteve në pezulli (speciet e tretura në ujë kanë potencialin më të madh për të shkaktuar efektet më të dëmshme). Më pas ato mund të depozitohen në sedimentet e shtratit të lumenjve ose të depërtojnë në ujërat nëntokësore, duke ndotur në këtë mënyrë ujërat nga burimet nëntokësore, veçanërisht puset.

Njerëzit janë të ekspozuar ndaj metaleve të rënda nëpërmjet thithjes së ndotësve që gjenden në ajër, konsumit të ujit të pijshëm të ndotur, ekspozimit ndaj tokave të ndotura ose mbetjeve industriale, ose konsumit të ushqimeve të ndotura. Ushqimet si perimet, drithërat, frutat, peshku dhe molusqet mund të ndoten nëpërmjet akumulimit të metaleve të rënda nga toka apo nga uji në të cilin ndodhen. Ekspozimi ndaj metaleve të rënda shkakton dëmtime serioze në shëndetin e njerëzve si: reduktim të rritjes dhe zhvillimit, kancer, dëmtim të organeve, dëmtim të sistemit nervor dhe në raste ekstreme vdekje. Ekspozimi ndaj disa metaleve si mërkuri dhe plumbi mund të shkaktojë gjithashtu zhvillim të sistemit autoimun, në të cilin vetë sistemi autoimun i individit sulmon qelizat e tij. Kjo mund të çojë në sëmundjen e nyjeve si artriti reumatoid dhe në sëmundje të veshkave, sistemit të qarkullimit të gjakut dhe sistemit nervor.

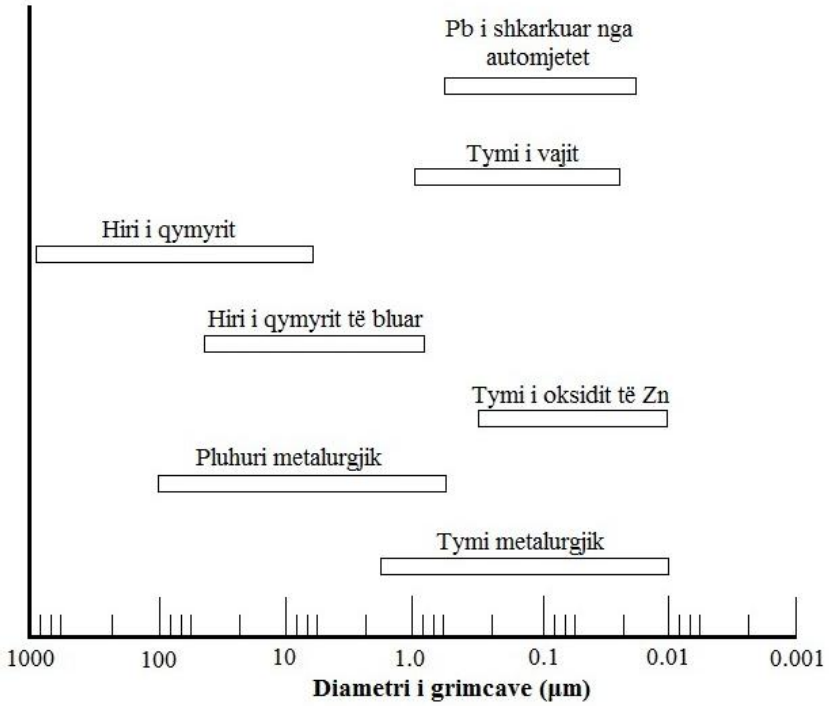


Figura 1.3. *Përmasat e grimcave të disa ndotësve atmosferikë.*

1.11 Monitorimi i mjedisit

Për të kryer kontrollin e cilësisë së mjedisit dhe të shkallës së ndotjes së tij duhet të përcaktohet saktë përmbajtja e substancave ndotëse në të, qofshin ato nga burime natyrore apo antropogjene. Megjithatë, matjet individuale të kryera në mënyrë të izoluar kanë pak vlerë, sepse nëpërmjet tyre nuk mund të nxirren përfundime për ndryshimet e nivelit të substancës në kohë apo nga njëri vend në tjetrin. Për të bërë një vlerësim objektiv të gjendjes së mjedisit duhet të kryhet monitorimi i tij.

Monitorimi nënkupton matje të përsëritura që kryhen në kohë dhe në zona të caktuara, duke zgjedhur në mënyrë të përshtatshme stacionet, kohëzgjatjen dhe shpeshtësinë e matjeve.

Përpara se të fillojë një program monitorimi, përcaktohet qëllimi për të cilin do të kryhet ai, sepse në varësi të qëllimit të monitorimit, përcaktohet se *çfarë* do të monitorohet, *kur*, *ku* dhe *si* do të monitorohet. Në Figurën 1.4. paraqitet një skemë që tregon hapat sistematike të hartimit të një programi monitorimi mjedisor, e cila është e vlefshme pavarësisht nga qëllimi i monitorimit dhe natyra e matjeve.

Në hartimin e një programi monitorimi është shumë e rëndësishme që si fillim të vendosen *objektivat e monitorimit*, si parametrat analitikë që do të maten, numri dhe vendosja e stacioneve të matjeve dhe shpeshtësia e kohëzgjatja e matjeve.

Qëllimet e monitorimit të mjedisit mund të jenë të ndryshme, si për shembull:

- Për të vlerësuar *pasojat e ndotjes në njerëzit dhe në mjediset jetësore* si dhe për të identifikuar lidhjet ndërmjet përqendrimit të substancave ndotëse dhe pasojave në shëndetin e njerëzve, në ndryshimet klimaterike, në pejsazhin, etj.
- Për të vlerësuar *kontributin e secilit burim ndotës* dhe për të studiuar *lidhjet ndërmjet substancave ndotëse* dhe faktorëve të tjerë mjedisor, p.sh. për të studiuar *reaksionet kimike dhe rrugët e shpërndarjes* së substancave ndotëse në mjedis.
- Për të vlerësuar nevojën e *kontrollit ligjor* në lidhje me shkarkimet e substancave ndotëse, në përputhje me standardet apo normat e shkarkimeve në mjedis. *Vlerësimi i efikasitetit të legjislacionit* për ndotjet e mjedisit kryhet gjithashtu nëpërmjet organizimit të një monitorimi të përshtatshëm.

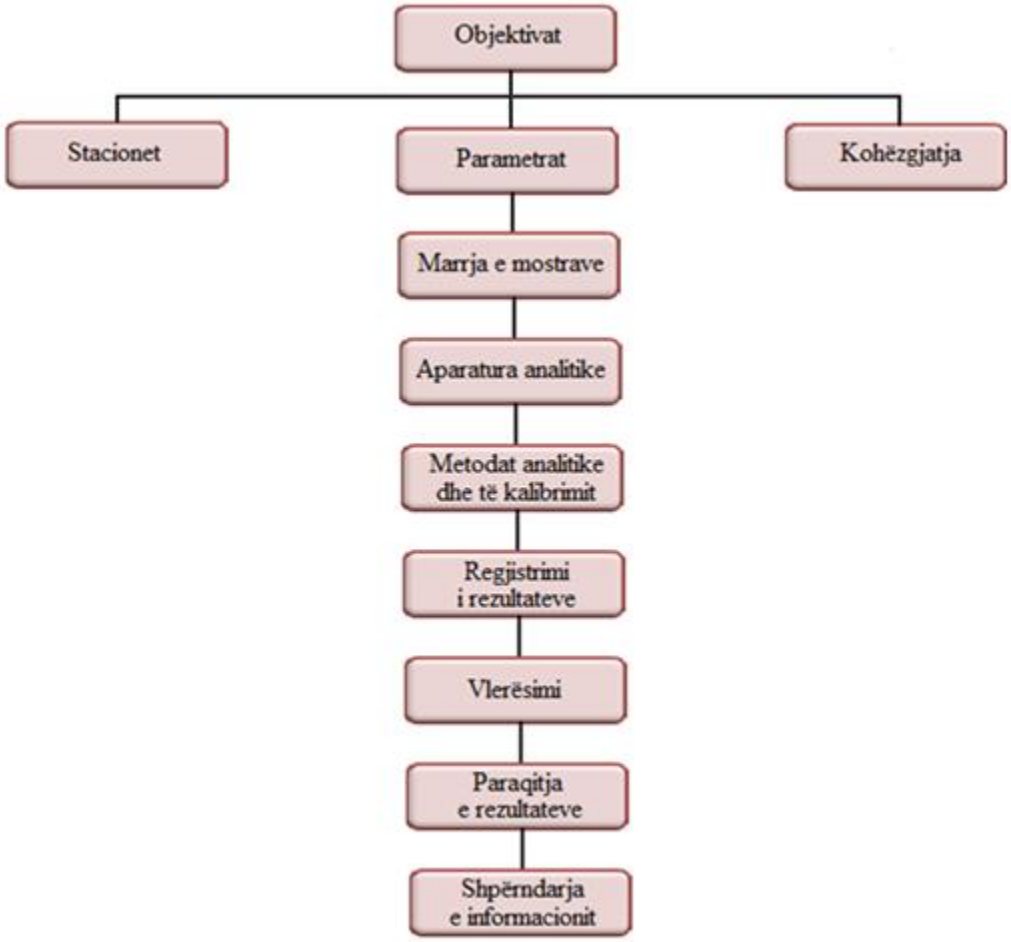


Figura 1.4. *Hapat e një programi të monitorimit të mjedisit.*

- Për të garantuar *përshtatshmërinë e një objekti mjedisor* për t'u përdorur për një qëllim të caktuar (p.sh. i një burimi uji për përdorim urban ose i një sipërfaqeje toke për ndërtim banesash, etj.).
- Për të vënë në veprim *proceduart e emergjencës* në rastet kur mund të ndodhin ngjarje të ndotjeve të rënda (p.sh. në rastet e ndotjeve aksidentale).

- Për të pasur *një arkiv historik të të dhënave* për cilësinë e mjedisit (p.sh. për të studiuar tendencat në kohë, për studime krahasuese, etj.).

1.12 Monitorimi i ajrit

Dallohen dy tipa kryesore të monitorimit të ajrit, të cilët dallohen jo vetëm nga objektivat që kërkohet të arrihen, por edhe nga metodat e matjeve analitike që përdoren për secilin tip:

a) *monitorimi i burimeve të ndotjeve të ajrit,*
b) *monitorimi i cilësisë së ajrit të mjedisit.*

Monitorimi i burimeve të ndotjes mund të zhvillohet për disa qëllime si: (i) vlerësimi i sasive të substancave ndotëse që shkarkohen gjatë një periudhe kohe të caktuar nga një ose disa burime; (ii) kontrolli për konfrontimin e niveleve të shkarkimeve të substancave ndotëse me kufijtë e lejuar nga rregullat, normat dhe aktet ligjore. Në hartimin e një skeme të monitorimit të ajrit është e rëndësishme të dallohen *llojet e burimeve të ndotësve*, të cilët mund të klasifikohen sipas kritereve të ndryshme. Së pari, burimet e ndotësve mund të ndahen në *burime pikësore*, *lineare* dhe *zonale*. Burim pikësor mund të jetë p.sh. një oxhak, ose një gyp shkarkimi i një impianti. Burim linear mund të jetë p.sh. një rrugë automobilistike ose ajrore. Burime zonale mund të jenë objektet industriale, qytetet, etj. Një dallim tjetër është se burimet e ndotësve mund të jenë *stacionare* ose *të lëvizshme*. Në monitorimin e burimeve stacionare duhet të plotësohen dy kushte: mostra e marrë të jetë përfaqësuese në lidhje me shkarkimet dhe numri i matjeve të kryera duhet të jetë i mjaftueshëm, në mënyrë që rezultatet e fituara të përfaqësojnë në tërësi burimin e ndotjes që monitorohet. Për monitorimin e burimeve të lëvizshme duhet patur parasysh se niveli i shkarkimeve të substancave ndotëse varet shumë nga mënyra e punës së motorit, prandaj rezultatet e marra duhet të konsiderohen specifike për kushtet e punës të mbajtura gjatë matjeve. Gjithashtu me rëndësi është edhe dallimi ndërmjet burimeve *të shkarkimeve të planifikuara*, *shkarkimeve të rastit* dhe *shkarkimeve aksidentale*.

Monitorimi i cilësisë së ajrit bëhet për të vlerësuar gjendjen cilësore të ajrit në një zonë, qytet apo rajon, në lidhje me nivelin e substancave ndotëse. Në çdo rast, duhet patur parasysh se mostrat e marra përfaqësojnë kushtet të cilat mbizotërojnë në mjedis në kohën dhe vendin e marrjes së mostrave. Për kryerjen e monitorimit ndërtohet *rrjeti i monitorimit*. Dallohen tri kategori të rrjeteve të monitorimit të ajrit:

- rrjet i orientuar drejt burimit të ndotjes, i cili shërben për të vlerësuar ndikimet e një ose disa burimeve në shkallë lokale,
- rrjet për një vrojtim ekstensiv që të mbulojë një territor të caktuar, i cili zakonisht vendoset në zonat ku priten përqendrimet më të larta të ndotësit ose në zonat me popullsi më të dendur,
- stacione referimi, në të cilat kryhen matje të përqendrimeve të sfondit të substancave ndotëse, ato vendosen në zona të pandotura, larg qendrave të banuara dhe rrugëve kryesore tokësore dhe ajrore.

Në të gjitha rastet, ndikim të veçantë në programet e monitorimit kanë faktorë të tillë si kushtet meteorologjike dhe topografike të terrenit, karakteristikat e burimeve të ndotjeve, qëndrueshmëria kimike e substancës ndotëse, si dhe kërkesat ligjore dhe administrative në lidhje me nivelet e shkarkimeve.

Kohëzgjatja e marrjes së mostrës së ajrit ka një ndikim të madh në vlerat e gjetura të niveleve të substancës që monitorohet. Marrja e mostrave të ajrit për periudha kohe relativisht të gjata jep një vlerë të përqendrimit mesatar, i cili nuk pasqyron ndryshimet momentale ose të periudhave kohore të shkurtra të niveleve të substancës ndotëse, të cilat mund të jenë shumë të mëdha.

1.13 Biomonitorimi

Monitorimi i cilësisë së ajrit mund të kryhet duke matur substancat ndotëse direkt në ajër ose në depozitime, duke ndërtuar modele që përshkruajnë shpërndarjen e substancave ndotëse ose duke përdorur biomonitorë (Markert et al. 2003).

Ekzistojnë shumë studime tradicionale të ndotjes së ajrit, por pjesa më e madhe e tyre janë kufizuar nga problemet në lidhje me koston e lartë dhe nga vështirësia në marrjen e një numri të madh mostrash, si në kohë ashtu dhe në hapësirë. Ekziston kështu një interes në rritje për përdorimin e metodave indirekte të monitorimit, siç është biomonitorimi (Fernández & Carballeira, 2000).

Biomonitorimi është një tip i monitorimit të cilësisë së ajrit që bazohet në simptomat, reaksionet, ndryshimet morfologjike ose përqendrimet specifike në një organizëm ose në një pjesë të tij, të cilat pasqyrojnë praninë e një substance ndotëse në mjedis (Markert et al. 1997). Ai kryhet nëpërmjet përdorimit të *bioindikatorëve* dhe të *biomonitorëve*. Ka ndryshime të konsiderueshme midis termave bioindikator / biomonitor, por në përgjithësi bioindikatorët janë organizma që japin informacion cilësor mbi mjedisin, ndërsa biomonitorët janë organizma që japin informacion sasior për cilësinë e mjedisit (Wittig 1993, Markert *et al.* 2003).

Zakonisht përdorimi i bioindikatorëve bazohet në ndjeshmërinë e tyre ndaj substancave ndotëse në lidhje me përbërjen e specieve dhe ndryshimet në funksionet fizioligjike. Ndërsa biomonitorët kanë vetinë të akumulojnë një ose disa substanca ndotëse duke bërë të mundur përcaktimin e nivelit të ndotjes. Kështu, me zgjedhjen e përshtatshme të organizmave, monitorimi i ndotjes së ajrit është i mundur edhe në zona të largëta, duke qenë se mostrat e mbledhura mund të analizohen më pas në laborator, larg nga zona e studimit.

Përparësitë kryesore të biomonitorimit janë:

- Nuk nevojitet përdorim afatgjatë i pajisjeve të shtrenjta për monitorim.
- Marrja e mostrave të organizmave monitorues në përgjithësi është e thjeshtë.
- Përqendrimi në organizmin monitorues është më i lartë sesa në sistemin që monitorohet. Kjo përmirëson saktësinë e matjeve.
- Shumica e organizmave reflektojnë një mesatare të kushteve të jashtme për periudha të caktuara kohore. Kjo bëhet e rëndësishme kur monitorohen nivele që ndryshojnë menjëherë me kohën.

Një avantazh i matjeve direkte është se ato sigurojnë një informacion objektiv rreth nivelit të substancave ndotëse në ajër, por ato janë të kushtueshme dhe gjithashtu ekziston rreziku i ndotjes së tyre gjatë përcaktimit të niveleve të ulëta. Modelet sigurojnë informacion për hapësira të mëdha dhe mund të përdoren për të parashikuar cilësinë e ajrit në të ardhmen. Si pasojë, saktësia e tyre varet në cilësinë e të dhënave që përdoren për ndërtimin e modeleve. Biomonitorimi siguron informacion si mbi sasinë e substancave ndotëse në ajër ashtu dhe mbi efektin e tyre në përhapjen dhe gjendjen e biomonitorëve. Megjithëse metodat janë të shpejta dhe jo të kushtueshme, ato japin vetëm një tablo relativisht të përafërt të cilësisë së ajrit dhe depozitimit të substancave ndotëse. Biomonitorimi jep të dhëna mbi ekspozimin e integruar në kohë të ndotësit, por nuk tregon nivelet e ndotjes në mënyrë specifike dhe të saktë. Veç kësaj, shkalla e bioakumulimit varet jo vetëm nga niveli i substancës ndotëse por dhe nga shumë faktorë të mjedisit që është vështirë të kontrollohen.

Për vlerësimin e gjendjes së ekosistemit në lidhje me substancën ndotëse që studiohet, duhet të njihet gjithashtu edhe gjendja e ekosistemit në një zonë "sfondi" (Seaward 1995). Nivel sfoni zakonisht konsiderohet niveli "natyror", i cili nuk ka pësuar ndotje antropogjene, ose emitimet kanë shkaktuar efektin më të vogël të mundshëm (Conti & Cecchetti 2001). Niveli i sfondit për substanca ndotëse të ndryshme varion midis specieve të ndryshme. Myshqet dhe likenet konsiderohen të jenë bimët më të mira për t'u përdorur si biomonitorë të substancave ndotëse të ajrit (Rühling & Tyler 1968, Puckett 1988). Gjithashtu lëvorja e pemëve është përdorur relativisht gjerë p.sh. në hetimin e cilësisë së ajrit në zonat industrial dhe urbane.

Biomonitorët po përdoren në shumë aspekte të ndryshme të studimit të mjedisit. Hapi i parë në këtë fushë ishte ndërtimi i hartave për njohjen e niveleve të ndotjeve nëpër territorin e shumë shteteve. Tani, më shumë interes po i jepet jo vetë mjedisit, por shëndetit të njerëzve, kështu që biomonitorët po përdoren në vlerësimin e ndikimit të industrisë tek njerëzit. Të dhënat e biomonitorimit po krahasohen me ato të precipitimit, të fraksioneve të grimcave dhe me të dhënat e statistikave mjekësore, në mënyrë që të vlerësohet korrelacioni ndërmjet sasisë së ndotësve në atmosferë dhe reagimit të njerëzve ndaj tyre.

1.14 Kriteret e përzgjedhjes së biomonitorëve

Në programet e monitorimit të ndotjes së ajrit nga metalet gjurmë, janë përdorur biomonitorë të ndryshëm, si likene, myshqe, fieri, bari, lëvorja e pemëve, unazat e pemëve dhe halat e pishave. Për të tërë biomonitorët e përdorur, mekanizmat e kapjes së elementeve dhe të mbajtjes së tyre nuk janë ende të njohura mjaftueshëm (Sloof, 1993). Për barin, unazat e pemëve dhe fierin, duhet të merret parasysh edhe kontributi i konsiderueshëm i elementeve nga burime të tjera përveç atyre atmosferike, si toka dhe trungu i pemës. Materiali i kapur nga halat e pishave ka të njëjtën përbërje si toka dhe larja e dyllit nga halat mund të largojë 80% të elementeve të kapur. Ndryshimet ndërmjet përmbajtjes së metaleve në lëvoret e pemëve të ndryshme janë të konsiderueshme. Lëvorja e ashpër i akumulon elementet më shumë sesa lëvorja e lëmuar. Lëvorja e pemës, përveç përbërjes kimike komplekse, që varet nga lloji dhe ndryshimet në trashësinë e saj,

është gjithashtu e fshehur nga kurora e pemës, e cila i bën të pavlefshme rezultatet (Sloof, 1993). Komentohet se sulfatet, amoniaku dhe nitratet që ndodhen në lëvoren e pemës nuk ndikojnë në mbajtjen e metaleve nga lëvorja. Ca dhe Hg ndikohen nga aciditeti. Për lëvoren, futja e elementit Ca në veçanti, mund të përcaktojë kapacitetin buferik në lidhje me reshjet acide, më pas, mund të ndodhë neutralizimi nëpërmjet efektit alkalin të NH_3 atmosferik (Wolterbeek, 2002).

Teorikisht, speciet monitoruese të elementeve gjurmë të ndotjes së ajrit zgjidhen në bazë të kriterit të specifikimit "akumulimi konsiderohet të ndodhë vetëm nga atmosfera" (Rühling, 1994). Në praktikë, që një organizëm të jetë një biomonitor i përshtatshëm, duhet të plotësojë disa kërkesa specifike (Wittig 1993, Conti & Cecchetti 2001):

- Organizmi duhet të jetë i përhapur gjerësisht në zonën e studimit.
- Duhet të jetë i disponueshëm për marrje mostrash gjatë gjithë stinëve dhe në të njëjtat zona; nëse nuk është, atëherë duhet të zhvillohen pajisje speciale, të thjeshta që ta kultivojnë atë gjatë gjithë stinëve.
- Organizmi monitorues duhet të jetë tolerant ndaj ndotësve në nivelet përkatëse.

Përveç këtyre kritereve të nevojshme janë edhe disa kërkesa të tjera:

- Duhet të akumulojë substancat ndotëse në të njëjtën mënyrë dhe në të njëjtën shkallë edhe në kushte të ndryshme, pra kapja e elementeve duhet të jetë e pavarur nga kushtet lokale.
- Ndryshimi biologjik i organizmit duhet të jetë i kufizuar.
- Nivelet e përqendrimeve duhet të jenë të matshme nga teknika analitike rutinë.
- Të tregojë mungesë të sasive të dukshme të elementeve të marra nga burime të tjera përveç atmosferës.
- Mekanizmat fiziologjikë të kapjes së elementeve duhet të jenë të njohur, në mënyrë që të thjeshtohet interpretimi i rezultateve.
- Biomonitoruesi duhet t'i mesatarizojë përqendrimet e elementeve gjatë një periudhe kohe, si pasojë e ekspozimit të integruar.
- Organizmi duhet të ketë përqendrime sfondi të ulëta për këto elemente.
- Metoda e marrjes së mostrave dhe protokolli i përgatitjes së mostrave duhet të jetë i thjeshtë dhe i shpejtë.

1.15 Myshqet

Në botanikë myshqet bëjnë pjesë në tipin *Bryophyta* të mbretërisë së bimëve dhe ndahen në tetë klasa: *Takakiopsida*, *Sphagnopsida*, *Andreaeopsida*, *Andreaeobryopsida*, *Oedipodiopsida*, *Polytrichopsida*, *Tetraphidopsida*, *Bryopsida*. Gjashtë nga këto tetë klasa përmbajnë vetëm një ose dy gjini secila. *Polytrichopsida* përfshin 23 gjini dhe *Bryopsida* përfshin pjesën më të madhe të shumllojshmërisë ku mbi 95% e llojeve të myshqeve i përkasin kësaj klase. Deri tani njihen përafërsisht 12,000 lloje myshqesh.

Myshqet janë bimë të brishta me gjatësi rreth 1-10 cm, megjithëse disa lloje janë edhe më të mëdha. Ato rriten së bashku në grumbuj masivë ose në formë qilimash në vende me lagështi ose në hije. Ato nuk kanë lule ose fara dhe riprodhohen nëpërmjet sporeve. Gjethet e tyre mbulojnë kërcenjtë e hollë e të ashpër. Myshqet janë bimë jo-

enëzore që e absorbojnë ujin dhe lëndët ushqyese kryesisht nga gjethet. Gjethet e tyre janë të thjeshta, zakonisht me vetëm një shtresë qelizash, pa hapësira të brendshme ajri. Ato nuk kanë rrënjë të vërteta, por kanë rizoide në formë flokësh, të cilat i ngulin në mjedisin në të cilin jetojnë.

1.15.1 Cikli i jetës së myshqeve

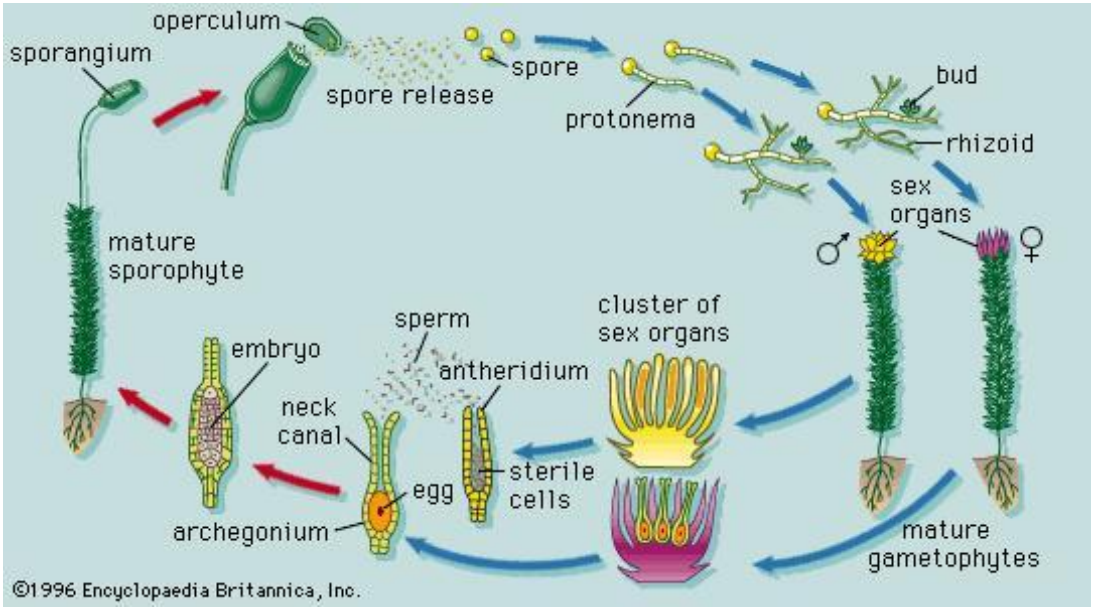


Figura 1.5. *Cikli i jetës së një myshku.*

Pjesa më e madhe e bimëve ka dy grupe kromozomesh në qelizat e tyre dhe quhen *diploide*, domethënë secili kromozom ka një partner i cili përmban informacion gjenetik të njëjtë ose të ngjashëm. Në të kundërt, myshqet kanë vetëm një grup kromozomesh dhe quhen *haploide*, domethënë secili kromozom ekzsiton si një kopje unike në qelizë. Ka periudha në ciklin e jetës së myshqeve kur ato kanë dy grupe kromozomesh të çiftuara, por kjo ndodh vetëm gjatë periudhës *sporofite*. Cikli i jetës tek myshqet fillon me një spore haploide, e cila mbin dhe formon një *protoneme*, e cila është një grumbull në formë fijesh të holla. Protonemat e myshkut grumbullohen dhe marrin pamjen e një shtëllunge të hollë, të gjelbër, e cila mund të rritet në tokë të lagësht, në pemë, shkëmbinj ose pothuajse mbi çdo sipërfaqe tjetër të përshtatshme. Kjo është një fazë tranzitore në jetën e myshkut. Nga protonema zhvillohet *gametofori*, i cili e ndryshon më pas strukturën në kërcenj dhe gjethe. Një shtëllungë e vetme protonemash mund të zhvillojë shumë gametoforë, të cilët çojnë në formimin e një masivi myshku.

Nga majat e kërcenjve apo degëve të gametoforit zhvillohen organet seksuale të myshqeve. Organet femërore quhen *arkegonia* (nj. *arkegonium*) dhe mbrohen nga një grup gjethesh të modifikuara të quajtura *perikaetum* (sh. *perikaeta*). Arkegoniat janë grumbuj qelizash në formë balone, ku ndodhet dhe veza. Secili organ femëror ka vetëm një vezë. Organet mashkullore quhen *anteridia* (nj. *anteridium*) dhe janë të mbyllura nga gjethe të modifikuara që quhen *perigonium* (sh. *perigonia*).

Organet femërore dhe mashkullore mund të lindin në gametoforë të ndryshëm ose në të njëjtin gametofor. Për kryerjen e fertilizimit, sperma shkon nga anteridia tek arkegonia, duke prodhuar më pas një *sporofit* diploid. Procesi i fertilizimit ndihmohet nga uji dhe nuk mund të ndodhë pa praninë e tij. Nevojiten rreth tre deri gjashtë muaj për maturimin e sporofitit. Briofiti i maturuar ka vetëm një *sporangum* (stukturë që prodhon spore) në secilin sporofit. Trupi i sporofitit përmban një kërcell të gjatë dhe një kapsulë (*sporangium*) të mbuluar me një kapak që quhet *operkulum*. Kur bëhet gati për të lëshuar sporet, ndodh këpuja e sporangium. Në këtë proces zakonisht marrin pjesë përbërës të specializuar, të cilët rrisin lëshim e sporeve jashtë gametofitit prind.

Pjesa më e madhe e myshqeve mbështeten tek era për të shpërndarë sporet e tyre. Në gjininë *Sphagnum* sporet hidhen në tokë në rreth 10 deri 20 cm distancë nga ajri i ngjeshur që gjendet brenda kapsulës; sporet marrin një nxitim rreth 36,000 herë nxitimin gravitacional të Tokës. Në shumë myshqe, p.sh. *Ulota phyllantha*, ekzistojnë disa struktura të quajtura *gemmae* që prodhohen në kërcell ose në gjethe, të cilat thyhen dhe prodhojnë bimë të reja pa patur nevojën që të kalojnë nëpër procesin e fertilizimit. Kjo është një mënyrë e riprodhimit aseksual, ku njësi gjenetikisht identike çojnë në formimin e një popullsie të klonuar.

1.15.2 Kapja e lëndëve ushqyese nga myshqet

Burimet e lëndëve ushqyese tek myshqet janë reshjet, pluhuri dhe në sasi të kufizuar substrati. Brown (1982) shpjegon se myshqet i absorbojnë lëndët ushqyese minerale mbi tërë sipërfaqen e tyre. Kjo aftësi ndihmohet nga dy karakteristika të myshqeve: raporti i madh sipërfaqe/vëllim dhe rezistenca e ulët e sipërfaqes së gjethes, në krahasim me bimët vaskulare, si rezultat i zhvillimit të kufizuar të shtresës mbrojtëse të saj (kutikulës). Kjo aftësi rritet më tej si rezultat i trashësisë një qelizore të gjetheve, e cila bën që çdo gjethe të ekspozohet menjëherë ndaj lëndës ushqyese.

Elementet ushqyese N, P, K akumulohen në pjesët e sipërme të bimës nëpërmjet kapjes aktive, ndërsa Ca, Mg dhe Na akumulohen nëpërmjet shkëmbimit kationik pasiv.

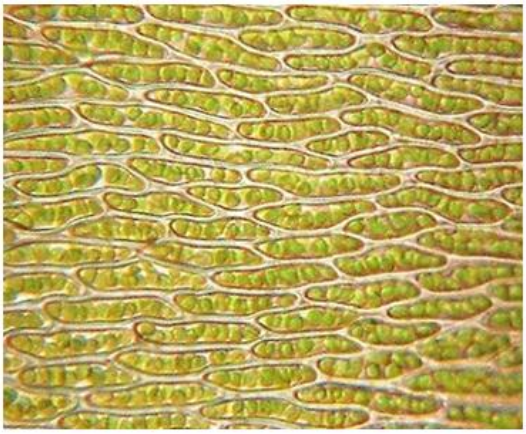


Figura 1.6. *Gjethet kanë trashësi vetëm një-qelizore dhe janë të zgjatura e të mbushura me kloroplast për fotosintezën.*

1.15.3 Shkëmbimi kationik

Aftësia e myshqeve për të marrë lëndët ushqyese nga tretësirat e holluara i lejon ato që të rriten edhe në rrethana që mund të jenë të kufizuara për bimët vaskulare. Shumë myshqe (ndoshta të tëra) i kapin lëndët ushqyese në vendet shkëmbyese (Clymo 1964; Craigie & Maass 1966; Wells & Brown 1990; Bates 1997), por kapaciteti shkëmbyes varion ndërmjet llojeve të ndryshme (Büscher *et al.* 1983). Kapaciteti jonoshkëmbyes i kationeve vjen si rezultat i përqendrimeve të larta të pektateve të paesterifikuara, kryesisht i acideve poliuronike, në brendësi të mureve të qelizës (Clymo, 1963; Craigie & Maass, 1966) dhe ky duket të jetë hapi i parë në kapjen e kationeve të lëndëve ushqyese (Koedam & Büscher 1983). Koedam dhe Büscher (1983) kanë demonstruar se kapaciteti jonoshkëmbyes i kationeve në myshqe është më i madh sesa në rrënjët e bimëve vaskulare.

Myshqet kanë përqendrime më të larta të acidit glukuronik në qelizat e mureve të tyre sesa çdo bimë tjetër në tokë. Myshqet e thjeshta kanë përqendrime më të larta sesa myshqet më të avancuara dhe përqendrimi më i madh gjendet tek gjinia *Sphagnum* (Popper & Fry, 2003). Kapja e lëndëve ushqyese në mjedise me lëndë ushqyese të pakta mbështetet më tej nga aftësia e madhe e *Sphagnum* për shkëmbimin e joneve H^+ me jonet Ca^{2+} dhe Mg^{2+}. Megjithëse ky proces shkëmbimi i kationeve është i dobishëm për përftimin e lëndëve ushqyese, ajo gjithashtu mund të çojë në akumulimin e niveleve të larta të metaleve të rënda (Brown 1984), sepse myshqeve u mungon aftësia selektive e mjaftueshme ndaj lidhjes apo kapjes së lëndëve jo-ushqyese (Brown & Bates 1990).

Myshku *Sphagnum* shfaqet si një "jonokëmbyes ideal", si dhe, ndërsa llojet ndryshojnë në lidhje me kapacitetin e tyre jonokëmbyes, koeficientët e selektivitetit janë të pavarur nga llojet (Breuer & Melzer, 1990). Kationet e lidhura në myshk mund të zhvendosen lehtësisht nëse ndodhet i pranishëm një kation tjetër me përqendrim më të madh, ka një rreze atomike më të madhe ose nëse ka valencë më të madhe (Bates 2000). Rühling dhe Tyler (1970) kanë paraqitur radhën e afinitetit për t'u lidhur për disa katione të metaleve të rënda, duke përdorur myshkun *Hylocomium splendens*:

$$Cu \cong Pb > Ni > Co > Zn \cong Mn$$

Këto katione, edhe pse janë më të rënda, lidhen më me përparësi në vendet e shkëmbimit, megjithëse kationet më të lehta të Ca^{2+}, K+, Mg^{2+} dhe Na^+ mund të jenë në përqendrime më të mëdha.

Të tëra myshqet kanë një numër të madh vendesh shkëmbimi të ekspozuara, krahasuar edhe me rrënjët e bimëve vaskulare (Knight *et al*. 1961). Këto vende shkëmbimi janë thelbësore për kapjen e lëndëve ushqyese, gjithashtu edhe për myshqe të tjera nga gjinia *Sphagnum*. Për shembull, është vënë re se myshku *Pseudoscleropodium purum* e ndërpret absorbimin e Mg^{2+} dhe e humb Mg^{2+} intraqelizor kur vendet e shkëmbimit ngopen me $CaCl_2$, duke treguar kështu se adezioni me vendet e shkëmbimit mund të jetë një kusht i domosdoshëm në kapjen e Mg^{2+} (Bates 1989b). Shtimi në të njëjtën kohë i K^+ dhe Ca^{2+} e rriti shumë përqendrimin e tyre në fraksionin e qelizës në të cilën ndodh shkëmbimi, por reduktoi dukshëm përqendrimin e Mg. Gjithashtu, kur myshqet thahen, lëndët ushqyese largohen nga qeliza duke kulluar nëpërmjet membranave (Bewley 1979). Por Bates (1997) ka treguar se në myshqet *Brachythecium rutabulum* dhe *Pseudoscleropodium purum*, jonet K^+ që kanë kulluar janë të afta të

qëndrojnë në vendet e shkëmbimit në sipërfaqen e gjetheve, Figura 1.7. dhe mund të riabsorbohen kur myshku rehidratohet. Myshqet, njësoj si dhe bimët vskulare, përdorin vendet e shkëmbimit kationik për të mbajtur lëndët ushqyese në sipërfaqen e tyre, deri sa ato të zhvendosen më pas në brendësi të bimës.

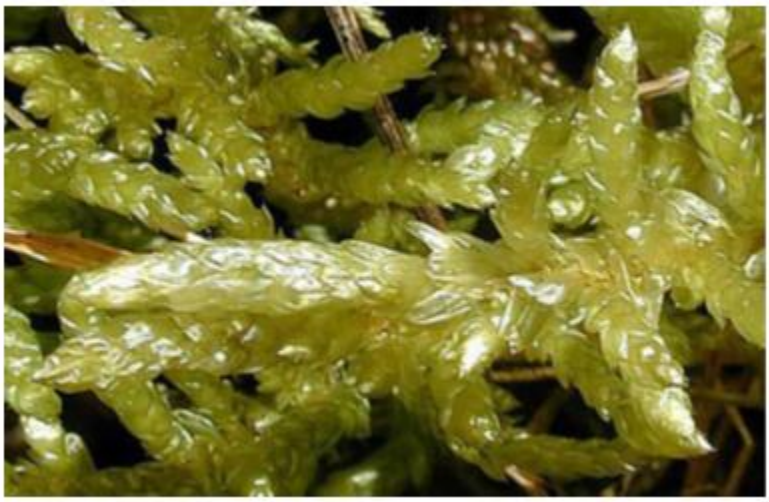


Figura 1.7. Myshku *Pseudoscleropodium purum*.

Muret qelizore të myshqeve janë të pajisura me acide poliuronike, si acidi galakturonik. Këto acide kanë një grup karboksilik ($COOH^+$) që del jashtë sipërfaqes së jashtme të murit qelizor. Ky grup karboksilik i shkëmben lehtësisht jonet e tij H^+ me kationet e tjera që gjenden në mjedisin përreth tij, Figura 1.8. Kështu, kur kationet si K^+, Mg^{2+} dhe Ca^{2+} depërtojnë përmes shtresës së myshkut, atëherë, këto jone zakonisht lidhen me myshkun.

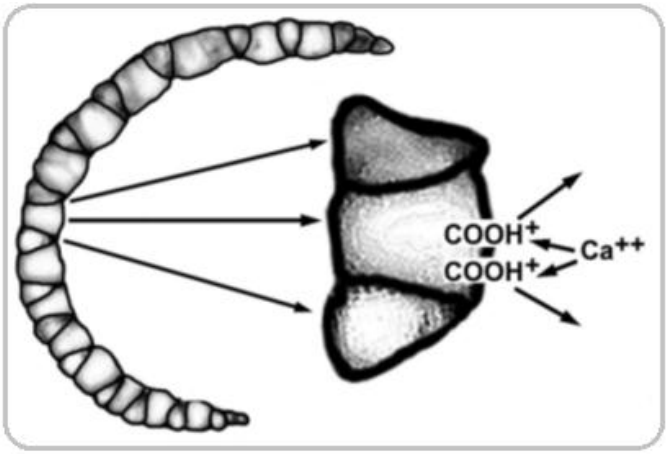


Figura 1.8. *Pamje e prerjes tërthore së një gjethe briofiti (majtas) me një zmadhim të qelizave të klorofilit në të djathtë, ku tregohen grupet karboksilike të acidit poliuronik dhe shkëmbimi kationik i një joni Ca^{2+} me dy jone H^+.*

Meqenëse aftësia e një vend-shkëmbimi për të mbajtur një jon pozitiv të caktuar varet jo vetëm nga valenca e jonit por edhe nga përqendrimi i tij, atëherë në momentin kur ka një vërshim të joneve H^+, ato do të zëvendësojnë kationet më të rralla dhe me masë molekulare më të madhe, prandaj, kationet bazike lëshohen nga sipërfaqja e myshkut në tokë (Foth & Ellis 1997). Një shembull shumë i mirë i këtij fenomeni është rasti i shiut acid, i cili e bën tokën ku rritet myshku (në rastin konkret *Sphagnum*) alkalin, duke shkaktuar vdekjen e tij (Kilham 1982). Megjithëse myshku *Sphagnum* është pajisur që të lidhë këto jone dhe t'a bëjë mjedisin e tij më acid, ai nuk është pajisur që të përballojë përqendrimet e larta që vijnë nga shkarkimet nga lart, kështu, kationet si Ca^{2+} dhe Mg^{2+} akumulohen në sipërfaqe të myshkut deri sa e vdesin atë.

Jo të tëra pjesët e myshqeve sillen domosdoshmërisht njëlloj në shkëmbimin e kationeve. Duke qenë se bimët kanë një numër të fundëm vendesh shkëmbimi. Jonet duhet të konkurojnë me njëri-tjetrin për këto vende. Në këtë mënyrë, nëse njëri kation është me tepricë, ai mund të shkaktojë pamjaftueshmëri qelizore për kationet e tjera që janë të paafta për të hyrë në këto vende shkëmbimi. Bazuar në eksperimentet e tyre me *Hylocomium splendens* dhe *Sphagnum*, duke përdoruru reshje artificiale, Gjengedal dhe Steinnes (1990) gjykuan se kationet si Na^+ dhe Mg^{2+} mund të zënë vende shkëmbimi dhe të ndikojnë në kapjen e joneve të tjera gjatë kësaj konkurence. Ata gjetën se kapja e Zn dhe Cd varej nga *p*H dhe se rritja e temperaturës rriste kapjen e të katër metaleve që u testuan (Ca, Cu, Pb, Zn). Reaksionet e kompleksimit me anione si Cl^- mund të interferojnë në kapjen e elementeve. Kur Bates dhe Farmer (1990) aplikuan $CaCl_2$ në tre myshqe, vunë re se reagimi i tyre varionte në varësi të mjedisit ku ato jetonin. *Pseudoscleropodium purum* dhe *Calliergon cuspidatum* të rritura në toka gëlqerore shfaqnin ulje të zhvillimit të tyre në prani të përqendrimeve të larta të Ca (5 mol $CaCl_2$ m^{-3}). Ato kishin nivele fillestare të ulëta të K^+ dhe Mg^{2+}, gjë që tregon se shtesa e $CaCl_2$ shkaktonte defiçencë të këtyre elementeve ushqyese, nëpërmjet konkurencës për vendet e shkëmbimit; ndërsa *P. purum* dhe *Pleurozium schreberi* të rritura në argjila acide nuk ndikoheshin nga këto shtesa.

Jonet në tretësirën e jashtme filimisht vendosin një ekuilibër me vendet e shkëmbimit (Brown 1982). Ky proces fizik në laborator përfundon shumë shpejt, por në realitet ai mund të kërkojë disa ditë. Pasi të jetë vendosur ky ekuilibër, jonet e mbetura janë të gatshme për kapjen në brendësi të qelizave (Pickering & Puia 1969), prandaj si përfundim, përqendrimet e larta të mineraleve do të rrisin kapjen e elementeve.

1.15.4 "Pompimi" i protoneve

Pasi jonet arrijnë sipërfaqen e qelizës, ato kërkojnë energji që të hyjnë në brendësi të saj. Tek bimët vaskulare pompa e protoneve është e njohur, në aktivitete të tilla si: sjellja e lëndëve ushqyese në qimet e rrënjëve, hapja dhe mbyllja e qelizave roje, mbyllja e *Dionaea muscipula*, etj. Tek myshqet pompa e protoneve, si edhe tek bimët vaskulare, përdor ATP (AdenosineThreePhosphate) për të "pompuar" jonet H^+ jashtë qelizës (Figura 1.9.). Ky proces bën që qeliza të ngarkohet negativisht, kështu që kationet tërhiqen drejt saj (Raven *et al*. 1998).

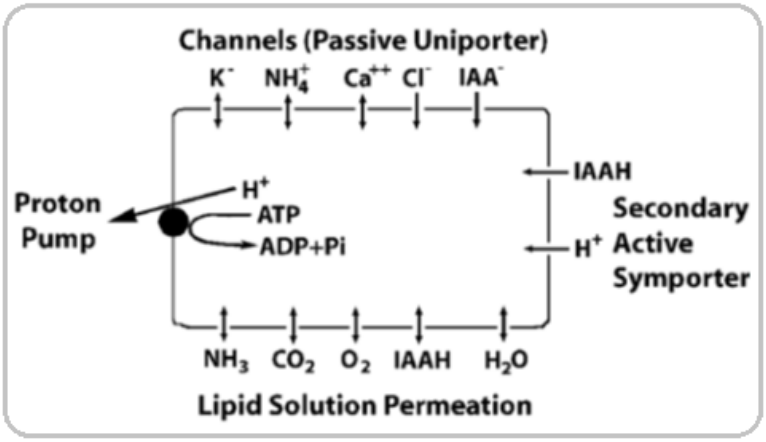


Figura 1.9. *Procesi i transportit nëpër membranën qelizore të një briofiti.*

Ngarkesa negative siguron forcën e nevojshme për të afruar K^+, NH_4^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}, sheqernat dhe aminoacidet dhe ndoshta edhe katione të tjera që ende nuk janë konfirmuar eksperimentalisht. Kur një jon pozitiv hyn në qelizë, ai sjell me vete një anion të shoqëruar me të nëpërmjet kotransportit (transport aktiv sekondar). Në të njëjtën kohë pompa rregullon *p*H e tretësirës brenda qelizës në rreth 7.3-7.6. Në myshqe, sipërfaqja e qelizave të gjethes dhe hapësirat midis qelizave, sigurojnë hapësira në të cilat kationet që futen nëpërmjet adezionit të mund të hyjnë në qelizë nëpërmjet mekanizmit të pompimit të protoneve.

Si rezultat i lëvizjes së joneve nëpërmjet kapacitetit të shkëmbimit të kationeve dhe pompave të protoneve, myshqet ka shumë mundësi që të kenë mbi rizoidosferën (mjedisin e tokës që rrethon rizoidin) një influencë të ngjashme me atë të bimëve vaskulare mbi rizosferë (Raven *et al* 1998); megjithëse, në rastin e myshqeve gjethet mund të kontribuojnë në alternimin e kushteve më shumë sesa rizoidet. Gjatë procesit të shkëmbimit të kationeve dhe pompimit të protoneve për të sjellë lëndët ushqyese në qelizë, rizoidosfera acidifikohet duke krijuar ngarkesa positive brenda qelizave dhe duke akumuluar jone organike në vakuolat e qelizës.

Si përfundim, kapja e lëndëve ushqyese nga myshqet fillimisht varet nga vendet e disponueshme për shkëmbimin e joneve, më pas varet nga afiniteti i një lënde të veçantë për transportimin në membranën qelizore, prania e elementeve të tjera që konkurojnë për t'u futur në qelizë dhe nga shpejtësia e qarkullimit të vendeve që kapin elementet (Brown & Bates 1990).

1.15.5 Specifikimi

Disa lëndë ushqyese kapen nga myshqet më lehtë se disa të tjera. Leblond (2004) ka studiuar kapjen e metaleve të rënda në myshkun *Pseudoscleropodium purum*. Elementet ushqyes Mn dhe K mbahen më fort, ndërsa elementet joushqyes Na, Al, Si mbahen më dobët. Indet më të reja akumulojnë pjesën më të mdhe të lëndëve ushqyese dhe në brendësi të tyre ndodh rishpërndarja e elementeve. Gjithashtu, Leblond vuri re se lëndët

që ndodhen në formë të tretur kapen nga myshku më lehtë sesa ato që depozitohen si grimca.

Tek myshku *Sphagnum russowii* janë vënë re dy klasa vendesh shkëmbimi. Klasa që njihet më mirë është e lidhur me acidet poligalakturonike të cilat përmbajnë më shumë se 50% të kapacitetit të shkëmbimit të kationeve; acidet fenolike përmbajnë rreth 25%, ndërsa aminoacidet, sulfat esteret dhe depozitat silikate kontribuojnë në sasi më të pakët (Richter & Dainty 1989).

Dihet se shkëmbimi kationik është një proces disi selektiv, pra jonet me valencë më të lartë lidhen më me përparësi sesa ato me valencë më të ulët, sepse ato janë të afta të zënë më shumë se një vend shkëmbimi, prandaj, Ca^{2+} lidhet me dy vende shkëmbimi, kurse K^{+} mund të lidhet vetëm me një. Jonet e metaleve klasifikohen në tre grupe (Nieboer & Richardson 1981). Klasa A përfshin Ca^{2+}, K^{+} dhe S^{2+}; këto jone janë jotoksikë dhe kanë një preferencë të lartë për t'u lidhur me vendet lidhëse që përmbajnë oksigjen. Klasa B përfshin jonet Ag^{+}, Cu^{+} dhe Hg^{2+}; ky grup është jashtëzakonisht toksik dhe priret të lidhet me molekula që përmbajnë N^{-} ose S^{-}. Klasa C është një klasë e ndërmjetme që përmban jonet Cu^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+} dhe Zn^{2+}. Nieboer dhe Richardson (1980) kanë zbuluar radhën e selektivitetit lidhës të disa joneve të metaleve divalente në myshqe: Pb > Cu > Cd > Co ≅ Fe > Ni > Zn > Mn; megjithëse Rühling dhe Tyler (1970) kanë zbuluar një radhë pak më të ndryshme në myshkun *Hylocomium splendens*: Cu ≅ Pb > Ni > Co > Zn ≅ Mn dhe kjo radhë duket se gjendet në të tëra llojet e myshqeve (Bates 2000). Megjithatë, në momentin kur vendet e shkëmbimit janë zënë pothuajse plotësisht, kjo preferencë në lidhjen e kationeve nuk është më forca kryesore, ndoshta si rezultat i këtyre ndryshimeve: Vendet lidhëse të izoluara janë të afta që të lidhin vetëm një vend me një kation, duke eliminuar kështu përparësinë për jonet me valencë më të lartë. Në fakt, në këtë stad, vendet e izoluara kanë më shumë mundësi të lidhin jonet njëvalente sesa ato divalente dhe më shumë mundësi të lidhin jonet dyvalente sesa ato trevalente (Richter & Dainty 1990). Gjithashtu, në sisteme me *p*H më të ulët jonet H^{+} zënë më shumë vende, duke bërë që të ketë më shumë vende të izoluara. Kjo nga ana tjetër favorizon lidhjen e joneve me valencë më të ulët, si K^{+} dhe bëhet shkak për selektivitetin e lartë ndaj tyre në *p*H të ulët.

Fatmirësisht, duket se tek myshqet ekziston përzgjedhshmëria për t'u lidhur me lëndët për të cilat kanë nevojë më tepër sesa me lëndët që nuk kanë nevojë. Për shembull, myshku *Sphagnum*, kampioni në shkëmbimin e kationeve, bën dallim në përzgjedhjen ndërmjet joneve në mënyra që nuk varen saktësisht nga valenca e tyre. Ai akumulon Al dhe Mn dhe përjashton Cu dhe Zn, duke akumuluar shumë më pak nga këto jone sesa përqendrimi në të cilin ato gjenden në mjedisin përreth (Li & Glime 1990).

Shimwell dhe Laurie (1972) kanë zbuluar se myshqet ndryshojnë në mënyrën e absorbimit, mbajtjes dhe lëshimit të metaleve të rënda. Gjatë periudhave me thatësi, myshet ektohidrike sekretojnë metale të rënda si Zn dhe Pb, duke formuar në sipërfaqe kore të cilat përmbajnë deri 6% Pb dhe 1-5% Zn. Në myshqet miksohidrike, nga ana tjetër, metalet zakonisht janë të vendosura në bazën e myshkut, në pjesën e vjetër të tij, duke treguar lidhjen e tyre në indet më të vjetra.

1.15.6 Stinët

Meqenëse myshqet e marrin pjesën më të madhe të lëndëve ushqyese nga reshjet, atëherë mund të presim që pjesa më e madhe e lëndëve ushqyese të kapet në kohën kur bie shi, por kjo lidhje nuk është akoma shumë e thjeshtë. Francez dhe Loiseau (1999) vunë re se myshku *Sphagnum fallax* e kapte më mirë N (aplikuar si NH_4NO_3) në Gusht sesa në Qershor, megjithëse Gushti kishte sasinë më të ulët të reshjeve. Grumbullimi i pluhurit në sipërfaqen e myshkut mund t'u sjellë dobi myshqeve që janë të afta të absorbojnë lëndët ushqyese në vesën e mëngjesit si dhe në netët me lagështi.

Turner (2003) ka gjetur se shpejtësia e aktivitetit të enzimës acid fosfatazë që ndodhet në majat e myshkut, ndryshonte dukshëm ndërmjet llojeve të myshqeve, por pjesa më e madhe e tyre shfaqte më shumë aktivitet në sinën e dimrit dhe më pak në verë. Megjithatë, indet mbanin një përqendrim relativisht konstant të N dhe P gjatë tërë vitit. Korrelacioni negativ ndërmjet aktivitetit të fosfatazës dhe përqendrimit të P në inde, tregon se enzima mund të aktivizohet si përgjigje ndaj kërkesës së indeve për P dhe shërben për të treguar nevojën e myshkut për ushqim.

1.15.7 Myshqet si biomonitorë të metaleve të rënda

Përdorimi i myshqeve si biomonitorë të metaleve të rënda të depozitimeve atmosferike në shkallë rajonale, u paraqit në Skandinavi më shumë se katër dekada më parë (Rühling & Tyler 1973) dhe tashmë ajo pranohet gjerësisht si një metodë për vlerësimin e depozitimeve atmosferike të metaleve të rënda (Rühling & Steinnes 1998; Harmens et al. 2004). Myshqet janë bimë që lulëzojnë në klimë me lagështi dhe kanë shumë veti që i bëjnë të përshtatshme për monitorimin e ndotjes së ajrit (Onianwa 2001, Zechmeister *et al.* 2003a), të tilla si:

- Myshqet i marrin lëndët ushqyese nga depozitimet e lagështa dhe të thata.
- Ato nuk kanë rrënjë të vërteta, kështu që nuk mund t'i marrin elementet e tyre ushqyes nëpërmjet tokës.
- Kapja e elementeve ushqyes nga atmosfera ndihmohet nga shtresa e tyre mbrojtëse (kutikula) e cila është e zhvilluar dobët.
- Raporti i madh sipërfaqe/peshë rrit adsorbimin.

Avantazhe të tjera janë:

- Rritja e ngadaltë i lejon ato t'i akumulojnë ndotësit për një periudhë të gjatë kohe.
- Sistemi vaskular i pazhvilluar lejon një adsorbim më të mirë sesa tek bimët vaskulare.
- Ndryshime morfologjike minimale gjatë jetës së myshqeve.
- Bimë shumëvjeçare.
- Përhapje e gjerë.
- Lehtësi në marrjen e mostrave.
- Mundësi për përcaktimin e elementeve në segmentet e rritjes vjetore.

Myshqet kanë dy përparësi kryesore në krahasim me teknikat tradicionale të analizave të precipitimeve atmosferike:

- Metalet në myshqe janë më të përqendruara në krahasim me metalet në precipitimet, ku kufijtë e diktimit analitik shpesh janë të pamjaftueshëm dhe ku shpesh ndotja gjatë marrjes së mostrës dhe përgatitja për analizë shkakton vështirësi.
- Procedura e thjeshtë dhe pa kosto e marrjes së mostrave të myshkut lejon që në të njëjtin studim të mund të përfshihet një numër i madh zonash, duke lejuar ndërtimin e një modeli gjeografik të detajuar të depozitimeve.

1.15.8 Mekanizmi i kapjes së grimcave dhe metaleve të rënda tek myshqet

Substancat ndotëse të ajrit depozitohen në myshqe në tre forma: si tretësirë ujore, në formë të gaztë ose si grimca të bashkëngjitura. Akumulimi i substancave ndotëse në myshqe ndodh nëpërmjet disa mekanizmave të ndryshme.

- Si shtresa grimcash.
- Kapja në sipërfaqe të qelizave.
- Futja në murin e jashtëm të qelizave nëpërmjet proceseve të jonoshkëmbimit.
- Kalimi i kontrolluar metabolik në brendësi të qelizave (Brown & Bates, 1990).

Kapja e grimcave ndikohet nga përmasat e tyre dhe nga stuktura e sipërfaqes së myshqeve. Jonoshkëmbimi është një proces i shpejtë fiziologjiko-kimik, që ndikohet nga numri dhe lloji i vendeve të lira të shkëmbimit të kationeve, mosha e qelizave, reagimi i tyre ndaj tharjes, kushtet e rritjes, temperatura, reshjet, pH, përbërja e substancave ndotëse dhe shpëlarja (Tyler, 1990). Në procesin e jonoshkëmbimit kationet dhe anionet kapen tek grupet organike funksionore të murit qelizor, kryesisht nëpërmjet kelatimit.

Përbërja kimike e dpozitimit ka një efekt të madh në akumulimin e substancave ndotëse, sepse efikasiteti i myshqeve në kapjen e elementeve të veçantë varion në mënyrë të konsiderueshme. Efikasiteti në kapjen e shumicës së metaleve të rënda ndjek kryesisht radhën: Pb > Co, Cr > Cu, Cd, Mo, Ni, V > Zn > As (Ziechmeister *et al.*, 2003b). Një pjesë shumë e madhe e substancave ndotëse akumulohet nga myshqet nëpërmjet depozitimit të njomë. Sasia, kohëzgjatja dhe intensiteti i reshjeve ndikon në akumulimin dhe shpëlarjen e elementeve. Kontributi i depozitimit të thatë rritet kur kalohet nga klima e lagësht në klimë të thatë. Ka ndryshime të konsiderueshme në lidhje me shpëlarjen e elementeve, që varen nëse ata janë të lidhur në muret e qelizës apo të akumuluar në sipërfaqen e myshqeve. Efikasiteti në kapjen e elementeve ndikohet gjithashtu nga 'konkurenca' për vendet e lira kationshkëmbyese; për shembull, është gjetur që prezenca e kripërave të detit dhe depozitimit acid ndikojnë në absorbimin e metaleve nga myshqet. Është vënë re se lloji i vegjetacionit dhe dheu i tokës shkaktojnë ndryshime rajonale në efikasitetin e kapjes së elementeve. Në përgjithësi, korrelacioni më i mirë ndërmjet përqendrimeve në myshqe dhe në depozitimin e njomë është gjetur për elemente që kanë një efikasitet të lartë të kapjes së tyre nga depozitimi i njomë (siç janë Pb, Cd, Co, Cu) (Ross 1990, Berg *et al.* 1995).

1.15.9 Faktorët që ndikojnë në kapjen e elementeve nga myshqet

Përqendrimet e substancave ndotëse në myshqe, që janë me origjinë nga ndotjet antropogjene të ajrit, ndikohen nga shumë faktorë "natyrorë" të shoqëruar me:

1) vetitë morfologjike dhe fiziologjike të myshqeve,
2) vendin ku rriten myshqet dhe mjedisi përreth.

Ekzistojnë ndryshime natyrore në përbërjen kimike ndërmet llojeve të ndryshme të myshqeve, madje edhe ndërmjet popullimeve të të njëjtit lloj dhe midis pjesëve të veçanta të të njëjtit lloj myshku, si pasojë e rritjes në kushte të ndryshme (Thöni *et al.,* 1996). Sasi të vogla të elementeve ushqyese mund të depërtojnë në myshqe nëpërmjet substratit (Økland *et al.,* 1999) dhe gjithashtu lëndët ushqyese mund të transportohen nga njëra pjesë e myshkut në tjetrën (Brŭmelis & Brown, 1997). Grimcat e mineraleve me origjinë nga dheu dhe nga shkëmbi nën të, rrisin gjithashtu përqendrimet e elementeve Fe, Cr, Al dhe Ti në zonat që kanë bimësi të rrallë, klimë të thatë ose kanë dhe´ minerar të ekspozuar (Mäkinen, 1994). Faktorë të tjerë që ndikojnë në përqendrimet e metaleve në myshqe përfshijnë:

- qëndrimi nën bimët më të larta,
- shpëlarjet nga shtresat e bimëve që ndodhen sipër myshqeve (Steinnes, 1993),
- gjendja e lëndëve ushqyese në mjedis,
- uji nga shkrirja e borës (Ford *et al*., 1995),
- bimësia e zonës (De Caritat *et al*., 2001),
- lartësia ka efekt për shkak të ndryshimeve në sasinë e reshjeve, pluhurave ose prodhimit të biomasës (Zechmeister, 1995; Gerdol *et al.*, 2002).

Eshtë e rëndësishme të kihet parasysh që në përmbajtjen e metaleve në myshqe mund të kontribuojnë në mënyrë të konsiderueshme edhe burime e mekanizma të ndryshme nga depozitimet atmosferike të substancave ndotëse. Metalet e rënda të gjetura në myshqe mund të vijnë nga:

- Burime parësore:
  - ✓ lokale
  - ✓ rajonale
- Burime dytësore:
  - ✓ procese të cikit natyror; kryesisht nga kripërat e detit që gjenden në atmosferë dhe emitimeve biogjenike nga mjedisi detar (Li, B, Na, Mg, Cl, Ca, Se, Br, Sr, I),
  - ✓ marrja e metaleve nga toka dhe lëshimi i tyre prej bimëve vaskulare të gjalla ose të vyshkura (Mg, Ca, Mn, Cu, Zn, Rb, Sr, Cs, Ba),
  - ✓ grimcat minerale; më së shumti pluhurat e tokës që ngrihen nga era (Li, Al, Ca, Sc Ti, V, Cr, Fe, Co, Ga, Ge, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Tb, Dy, Ho, Br, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Th, U) (Berg & Steinnes, 1997a, b; Stainnes, 1995).

Veç rasteve që përmenden më sipër, në përmbajtjen e elementeve në myshqe mund të ndikojnë gjithashtu edhe mekanizmat e mëposhtme:

- transporti i komponimeve të tretshme nga toka në indet e myshkut gjatë periudhave me kontakt të lartë tokë/ujë, veçanërisht gjatë shkrirjes së borës,

- shkëmbimi jonik i metaleve me kationet e kripërave detare dhe me jonet H^+ të precipitimeve acide,
- rishpërndarja e brendshme e elementeve brenda myshkut (Berg & Steinnes, 1997a, b).

Ndikimi i burimeve sekondare është relativisht i vogël për elementet tipike antropogjene si: Pb, Cd dhe Cu dhe mund të jetë i rëndësishëm për elementet me origjinë nga pluhurat që ngrihen nga era si: Cr, Ni, V dhe Fe. Myshqet janë një biomonitor i shkëlqyer për monitorimin e elementeve si: Pb, Cd, Cu, V dhe pjesërisht Zn. Proceset sekondare ndikojnë seriozisht në monitorimin e elementeve si: Ni, Cr, Mn dhe Fe (Čeburnis et al., 1999).

Një faktor tjetër i rëndësishëm mund të jetë shpëlarja nga shiu e grimcave të kapura nga myshqet, e cila mund të çojë në humbje të elementeve deri në masën 20%. Në myshqe gjenden më shumë ato elemente të cilat mund të futen lehtësisht në murin qelizor dhe në hapësirat intra- dhe ndërqelizore të tyre. (Čeburnis et al., 1999).

1.16 Metodat aktive dhe pasive të biomonitorimit

Metodat e biomonitorimit të ndotjes së ajrit nga metalet e rënda bazuar në myshqe, likene dhe lëvoren e pemëve kanë qenë të përhapura që prej viteve 1970. Në Figurën 1.10. jepet një skemë e përgjithshme e metodave të ndryshme të biomonitorimit të metaleve të rënda, të cilat përdorin materiale të ndryshme dhe metoda të ndryshme të marrjes së mostrave. Metodat e biomonitorimit përdorin ose mostra që ndodhen në mënyrë natyrore (autoktone) ose mostra të cilat ekspozohen në vende të caktuara. Në këtë mënyrë, metodat e biomonitorimit mund të ndahen në dy grupe: *aktive* dhe *pasive*.

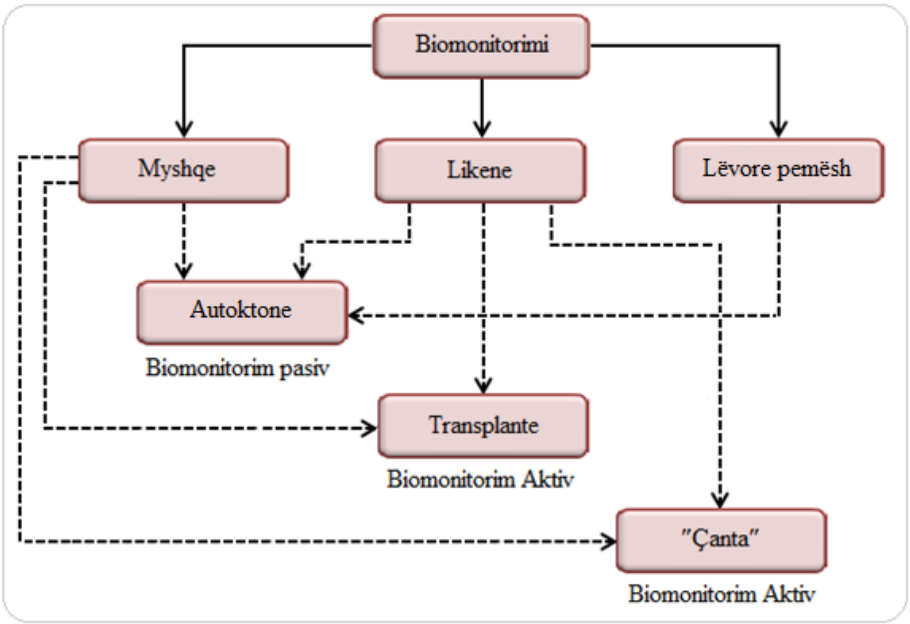


Figura 1.10. *Një skemë e përgjithshme e biomonitorimit të metaleve të rënda duke përdorur materiale të ndryshme dhe metoda të ndryshme të marrjes së mostrave.*

Biomonitorimi pasiv i referohet vrojtimeve ose analizave kimike të bimëve autoktone, myshqe dhe likene. Myshqet autoktone ofrojnë të dhëna për depozitimet e metaleve të rënda për një periudhë 5 deri 6 vjet përpara mbledhjes së tyre, të cilat varen nga lloji i myshkut dhe nga pjesa e myshkut që merret për analizë. Kjo metodë bën të mundur që të gjurmohet historia e zonave, që nga disa fraksione e deri në qindra kilometra katrorë. Në përgjithësi, metodat e biomonitorimit pasiv kanë një disavantazh të madh; të tëra proceset dhe të tëra burimet veprojnë në të njëjtën kohë dhe nuk ka mundësi që ato të ndahen dhe të studiohet ndonjëri në veçanti (Čeburnis & Valiulis, 1999).

Në zonat ku myshqet shpesh janë të rralla ose mungojnë plotësisht si rezultat i impaktit teknologjik ose thatësirës, ka filluar dhe është zhvilluar metoda e *biomonitorimit aktiv*, me qëllim vlerësimin hapësinor dhe/ose të përkohshëm të depozitimeve të substancave ndotëse në zonat me ndotje të lartë (A. Basile et al., 2007). Në 40 vitet e fundit janë studiuar shumë mjedise dhe zona të ndryshme duke përdorur metodën e biomonitorimit aktiv si: vendet ku digjen mbeturinat urbane (Carpi et al., 1994), fabrikat klor-alkaline (Lodenius, 1998; Fernández et al., 2000), zonat urbane (Tavares & Vasconcelos, 1996; Vasconcelos & Tavares, 1998; Rantalainen et al., 1999), zonat buzë rrugëve (Viskari et al., 1997), uzinat e shkrirjes së bakrit (Hynninen, 1986; Yurukova & Ganeva, 1997), termocentralet që përdorin qymyr (Fernández & Carballeira, 2000), termocentralet që përdorin naftë (Tuba & Csintalan, 1993) dhe zonat rurale (Evans & Hutchinson, 1996).

Biomonitorimi aktiv përfshin: Marrjen e mostrave autoktone nga zona rurale të izoluara nga qendrat urbane dhe aktivitetet industriale dhe ekspozimin e tyre në zonat në studim, në kushte të kontrolluara dhe për një periudhë kohore të caktuar. Ideja e përdorimit të mostrave autoktone për vlerësimin e depozitimeve atmosferike të metaleve të rënda është zhvilluar në fund të viteve 1960 (Rühling & Tyler, 1968), ndërsa përdorimi i myshqeve autoktone u paraqit më vonë (Goodman & Roberts, 1971; Little & Martin, 1974).

Figura 1.11. *Pamje të arkave të myshkut gati për transplant.*

Biomonitorimi aktiv mund të ndahet në dy teknika: *transplantimin* dhe *"moss bag"*. Në teknikën e transplantimit mostra autoktone që do përdoret për biomonitorim merret së bashku me substratin nën të (në përmasa rreth 35×45×10-15 cm) dhe vendoset në një arkë plastike të tillë që të mundësojë ajrosjen e mostrës nga të tëra anët, Figura 1.11. Në zonën e zgjedhur për studim hapet një gropë me madhësinë e arkës dhe në të futet arka, në mënyrë të tillë që sipërfaqja e substratit nën myshk të jetë rrafsh me sipërfaqen e tokës, Figura 1.12.

Figura 1.12. *Pamje të arkave të myshkut të transplantuar.*

Transplantimi i mostrës duhet të bëhet në një zonë me hije. Nëse nuk është e mundur, atëherë krijohet një hije artificiale duke ndërtuar një ″gardh″ (prej materiali jo metalik) rreth vendit të transplantimit. Mostra, së bashku me tokën në të, lagen me ujë të bidistiluar, duke patur kujdes që toka nën mostër të jetë gjithmonë e lagur. Zona duhet të mbulohet sa më dendur me mostra, në mënyrë që marrja e mostrave për analizë të jetë sa më e lehtë. Mostrat merren për analizë fillimisht që në momentin që transplantohen, e më pas mund të merren çdo 2, 3, 4, 6, 12, 18 ose 24 muaj, në varësi të mjedisit dhe të kërkesave të studimit. Myshqet e transplantuara mund të konsiderohen si një përfaqësim apo regjistrim i situatës aktuale, në kuptimin që ato japin të dhëna mbi depozitimet që kanë ndodhur ndërmjet periudhës së transplantimit dhe mbledhjes së tyre për analizë. Koha e ekspozimit mundësisht nuk duhet të kalojë 2 vjet (Roberto, 2008).

Teknika ″moss bag″ (çantë me myshk) është tipi më i përhapur i biomonitorimit aktiv me myshqe tokësore që është raportuar në literaturë. Kjo teknikë, e paraqitur për herë të parë nga Goodman dhe Roberts (1971), përfshin ekspozimin e mostrave të myshqeve të vendosura në çanta prej rrjete, në mënyrë që të monitorohet prezenca e lëndëve ndotëse në ajër. Megjithëse teknika ″moss bag″ është përdorur për rreth 40 vjet,

fatkeqësisht ende nuk nuk janë zhvilluar protokolle të standardizuara. Hapat për të cilat duhet të kihet parasysh standardizimi janë: (i) përgatitja e mostrës; (ii) përgatitja e "moss bag"; (iii) ekspozimi i "moss bag"; dhe (iv) trajtimi pas ekspozimit. Mungesa e një protokolli të tillë vështirëson krahasimin e rezultateve të përftuara nga studime të ndryshme dhe ndonjëherë kushtëzon në nxjerrjen e konkluzioneve. Prandaj, pavarësisht përparësive të kësaj teknike, përdorimi i saj ka qenë i kufizuar për kërkime shkencore dhe nuk ka qenë e zbatuar nga autoritete publike për të monitoruar ndotjen atmosferike.

Në teknikën "moss bag" myshqet autoktone, pasi mblidhen nga zonat pa ndikim antropogjen, mund të trajtohen dhe ekspozohen në disa mënyra:

- ✓ Mostrat mund të ekspozohen direkt sapo mblidhen (duke pastruar vetëm materialet e ngjitura me to) ose mund të pastrohen fillimisht në laborator duke u larë me ujë të distiluar, sipas procedurave të caktuara.
- ✓ Mostra pasi trajtohet në laborator (të lara ose jo) futet në një rrjetë najloni dhe më pas rrjeta mund të ekspozohet ose duke e varur diku ose duke u vendosur sipër një sfungjeri në një kuti plastike, Figura 1.13.
- ✓ Mostrat e varura mund të jenë ose të ekspozuara ndaj reshjeve atmosferike (depozitim i njomë) ose të paekspozuara ndaj reshjeve (depozitim i thatë). Ato ose mund të njomen duke u sprucuar me ujë të distiluar, në mënyrë që të shmanget dehidratimi dhe të ruhet aftësisa e kapjes së elementeve ose mund të lihen pa u trajtuar.
- ✓ Mostrat e vendosura në kuti ekspozohen në vende të mbrojtura nga reshjet (depozitim i thatë) dhe herë pas here sfungjeri nën të duhet të njomet me ujë të distiluar.

Lartësia në të cilën ekspozohen "moss bag" varion 2-4 m. Koha e ekspozimit është kritike; Nëse ajo është shumë e gjatë atëherë mund të ndodhë ngopja e vendeve të shkëmbimit në membranën e myshqeve, gjithashtu edhe zhvendosje ose zëvendësim i elementeve. Kjo mund të shmnaget duke përdorur minimumin e kohës së ekspozimit të nevojshme për të zbuluar tendencat. Në disa raste është vënë re se mostrat janë tharë pas disa javësh si rezultat i ndryshimit të kushteve të mjedisit, por megjithatë, mostra ka vazhduar të akumulojë metale (Goodman G. T., Roberts T. M.,1971).

Një përparësi e dallueshme e metodës së biomonitorimit aktiv, krahasuar me përdorimin e mostrave autoktone, është ajo e kohës së mirëpërcaktuar të ekspozimit, por riprodhueshmëria e kësaj metode duket se nuk është shumë e kënaqshme për parametra të tillë si përqendrimi dhe shpejtësia e depozitimit të ajrit (Čeburnis & Valiulis, 1999).

Ndryshimet natyrore të kushteve të makro dhe mikroklimës së ambjentit si: aciditeti, temperatura, lagështia, drita dhe lartësia (Gerdol et al., 2002), ose dukuritë në lidhje me elementet (ushqyese) e mjedisit, mund të bëjnë që biomonitorët të kenë sjellje të ndyshueshme. Një pjesë e këtyre ndryshimeve janë lokale (Wolterbeek & Verburg, 2002), por është e qartë se kjo sjellje e ndryshueshme gjatë ekspozimit të tij akumulues bëhet problematike në momentin që ndikon seriozisht tek biomonitoruesi (Wolterbeek, 2002).

Figura 1.13. *(a) Pregatitja e çantës me myshk. (b) Ekspozim i thatë ose i njomë (ndaj reshjeve atmosferike). (c) Ekspozim i thatë (me sprucim ose lagie të sfungjerit).*

PJESA EKSPERIMENTALE

HYRJE

Monitorimi i ndotësve të ajrit është një detyrë teknike komplekse dhe në dekadat e fundit teknikat për monitorimin e ndotjes atmosferike kanë qenë objekt i kërkimeve intensive. Në vendet Europiane, matjet për cilësinë e ajrit bazohen në teknika fiziko-kimike. Këto teknika mund të sigurojnë matje të sakta për disa ndotës kryesorë atmosferikë (kryesisht CO, SO_x, N_xO_y, PAH'të dhe grimcat e ngurta) brenda periudhave relativisht të shkurtra (si orë ose ditë). Megjithatë, ekzistojnë vështirësi teknike në matjen e ndotësve të tjerë të përfshirë në Direktivën e Parlamentit Europian (2008/107/EC) në lidhje me cilësinë e ajrit (si: As, Cd, Hg, Ni, Pb) dhe analizimi i këtyre ndotësve në ajër është shumë i kushtueshëm. Këta ndotës, siç është demonstruar nga studimet toksikologjike dhe epidemiologjike, janë potencialisht shumë toksikë. Një rrugë alternative për monitorimin e këtyre ndotësve është përdorimi i myshqeve tokësore (ose i organizmave të tjerë) si biomonitorë. Përdorimi i myshqeve krijon mundësinë e monitorimit në të njëjtën kohë të një numri të madh të substancave ndotëse (si: metalet, metaloidet, PAH'të, radionuklidet) në të njëjtën mostër dhe gjithashtu ka edhe avantazhe të tjera ndaj metodave aktuale (p.sh. thjeshtësia, besueshmëria, efektshmëria në kosto dhe mungesa e nevojës për energji elektrike). Për më tepër, biomonitorimi me myshqe është jo i kushtueshëm dhe mund të sigurojë një pamje paraprake të përgjithshme të mirë të gjendjes së cilësisë së ajrit, duke qenë se mund të përdoren rrjeta të dendura të monitorimit.

Në literaturë, ekzistojnë dy tipe të ndryshme të biomonitorimit në përdorimin e myshqeve për vlerësimin e ndotjeve atmosferike, të cilat diferencohen qartë nga njëra-tjetra: (i) biomonitorimi pasiv, i cili përdor myshqe të cilat rriten në mënyrë natyrore në një zonë të caktuar dhe (ii) biomonitorimi aktiv, duke transplantuar myshqe nga vende të tjera. Ndërsa përdorimi i myshqeve natyrore është më i përshtatshëm për studime të gjera në sipërfaqe të mëdha (si: studime rajonale apo kombëtare), biomonitorimi aktiv është më i dobishëm për studime intensive në sipërfaqe më të vogla (si: sipërfaqe urbane apo industriale). Për biomonitorimin aktiv mostrat e myshqeve mblidhen nga zona relativisht të pandotura, ato më pas pastrohen, përzgjidhen dhe parapregatiten, përpara se të ekspozohen në mjedise të ndryshme. Në këtë studim janë përdorur të dyja këto metoda të biomonitorimit me myshqe.

KAPITULLI II

VLERËSIMI I GJENDJES MJEDISORE NË ZONAT TIRANË-DURRËS-ELBASAN NËPËRMJET MONITORIMIT TË AJRIT DUKE PËRDORUR MYSHQET SI BIOINDIKATORË

2.1 Qëllimi i studimit

Ky studim, është pjesë e një studimi i cili përfshin të gjithë territorin e Shqipërisë. Me këtë studim Shqipëria mori pjesë për herë të parë në *European moss survey* në 2010/11, nëpërmjet *UNECE ICP Vegetation Programme*. Ky program është pjesë e Konventës *LRTAP* (*Long–Range Transboundary Air Pollution*) e cila përfshin rajonin UNECE (*United Nations Economic Commission for Europe*) të Evropës dhe Amerikës Veriore dhe është një instrument i fuqishëm ndërkombëtar që ka për qëllim pakësimin dhe parandalimin e ndotjes së ajrit. Studimi i parë me myshqe në shkallë Europiane është kryer në vitin 1990 dhe që atëherë numri i shteteve pjesëmarrëse është rritur shumë. Në studimin e vitit 2010/11 morën pjesë 25 vende Europiane.

Në këtë studim kryhet vlerësimi i cilësisë së ajrit të zonës Tiranë-Durrës-Elbasan duke përdorur myshqet si biomonitorë. Teknika e përdorur në këtë rast është ajo e biomonitorimit pasiv, pra duke përdorur myshqe autoktone të cilat rriten në mënyrë natyrore në zonat që studiohen. Qëllimi i këtij studimi është vlerësimi i nivelit të ndotjes së ajrit nga metalet e rënda të zonave në studim, identifikimi i zonave më të ndotura dhe përcaktimi i burimeve të ndryshme të ndotjes.

2.2 Zona e studimit

Zona e studimit shtrihet në Rajonin Perëndimor të Shqipërisë dhe përfshin qarkun e Tiranës, Durrësit dhe Lezhës. Në këtë zonë mbizotëron relievi fushor i cili përbëhet nga fusha të mëdha e mjaft pjellore: fusha e Durrësit, Tiranës dhe Lezhës, kurse relievi kodrinor i kësaj zone zë një sipërfaqe më të vogël dhe përbëhet kryesisht nga grumbuj kodrinorë mjaft të copëtuar në lindje (Kërraba) dhe nga disa vargje kondrinore në brendësi (Rodon, Vorë-Kërrabë), vargmali Krujë-Dajt etj.

I gjithë Rajoni fushor Perëndimor dallohet për klimë tipike mesdhetare. Dimri është i butë dhe me lagështirë, kurse vera e nxehtë dhe e thatë. Temperaturat mesatare variojnë nga 7°C në dimër e deri në 24°C në verë. Niveli i reshjeve në zonat e ulta varion nga

1,000 deri në 1,500 mm shi në vit dhe 95% e shirave të të gjithë vendit bien në sezonin dimëror.

Pasuria ujore e kësaj zone është e madhe. Përveç daljes së gjerë në detin Adriatik, në të kalojnë dhe derdhen lumenj të rëndësishëm si: Drini, Mati, Fani, Ishmi, Erzeni. Duke rrjedhur në fushat e këtij rajoni, shtrati i këtyre lumenjve është i cekët dhe me mjaft dredhime. Për këto arsye janë të shpeshta vërshimet dhe përmbytjet. Gjithashtu, në pasurinë ujore të këtij rajoni përfshihen edhe disa liqene të vogla natyrore e artificiale.

Bimësia natyrore e rajonit dhe rrjedhimisht e zonës në studim, është pothuajse e zëvendësuar tërësisht nga ajo e kultivuar, duke e kthyer kështu në rajonin më të rëndësishëm bujqësor të Shqipërisë. Klima e ngrohtë favorizon kultivimin e kulturave të ndryshme bujqësore, por që kanë nevojë për ujitje në stinën e thatë të verës.

Kushtet gjeografiko-natyrore të para së bashku, përbëjnë pasuri të mëdha natyrore për zhvillimin ekonomik të këtij rajoni. Kanë qenë pikërisht këto pasuri të shumta natyrore një nga faktorët kryesorë që ka bërë që ky rajon të jetë sot ndër më të zhvilluarit në të gjitha pikëpamjet, në krahasim me të gjitha rajonet e tjera të trevave shqiptare.

2.3 Materiale dhe metoda

2.3.1 Llojet e myshqeve

Përzgjedhja e mostrave të myshqeve u bë në përputhje me udhëzimet e dhëna në manualin e Programit *UNECE ICP VEGETATION*. Myshqet që rekomandohen të përdoren nga ky manual janë vetëm myshqet *Pleurocarpous* dhe si më të preferuara janë dy lloje myshqesh pleurocarpous: *Pleurozium schreberi* dhe *Hylocomium splendens*. Megjithatë, në disa vende mund të jetë e nevojshme që të përdoren lloje të tjera të myshqeve pleurocarpous. Në këtë rast zgjedhja e parë është *Hypnum cupressiforme* e ndjekur më pas nga *Pseudoscleropodium purum* (Harmens et al., 2008a), Figura 2.1. Të dyja këto myshqe janë shumë të përhapura në vendin tonë.

Hypnum cupressiforme *Pseudoscleropodium purum*

Figura 2.1. *Pamje të myshqeve të rekomanduara për studim.*

2.3.2 Marrja e mostrave të myshqeve

Marrja e mostrave të myshqeve në terren u krye gjithashtu në përputhje me udhëzimet e dhëna në manualin e Programit *UNECE ICP VEGETATION*. Myshqet u mblodhën në periudhën Shtator-Tetor 2010. Ato u mblodhën larg zonave të banuara, të paktën 300 m larg rrugëve kryesore, fshatrave dhe zonave industriale dhe të paktën 100 m larg rrugëve më të vogla dhe shtëpive. Ato u morën në tokë, duke shmangur vendet me influencë të dukshme të shkarkesave nga kurorat e pemëve apo të shkurreve me gjethe të mëdha, si dhe duke shmangur vendet me pjerrësi në të cilat ka rrjedhje uji. Për çdo zonë u krijua një mostër kompozite e përbërë nga 5 deri 10 nënmostra të të njëjtit lloj myshku, të mbledhura në një sipërfaqe rreth (50×50)m. Për mbledhjen e mostrave u përdorën doreza plastike pa pudër me qëllim shmangien e ndotjes së tyre. Sasitë e mostrave kompozite ishin rreth 1 litër, ato u vendosën në zarfa të mëdhenj prej letre dhe u çuan më pas në laborator. Për secilën zonë ku u mblodhën mostrat u përcaktuan gjithashtu edhe koordinatat gjeografike, longitude dhe latitude (koordinatat Greenwich, sistemi 360°), të përshtatshme për përpunimin e të dhënave.

Figura 2.2. *Pamje nga pikat në të cilat janë mbledhur mostrat e myshqeve.*

Mostrat e myshqeve janë mbledhur në 13 zona dhe myshku i zgjedhur për biomonitorimin pasiv është i llojit *Hypnum cupressiforme*. Më poshtë, në Figurën 2.3. jepet paraqitja në hartë e zonës së monitorimit, ndërsa në Figurën 2.4. jepen pikat në të

cilat janë mbledhur mostrat e myshqeve dhe në Tabelën 2.1. jepet vendndodhja e pikave të monitorimit së bashku me koordinatat përkatëse.

Figura 2.3. *Paraqitja në hartë e zonës së monitorimit.*

Figura 2.4. *Paraqitja në hartë e pikave të monitorimit.*

Etiketimi i mostrave	Gjerësia	Gjatësia	Vendndodhja
Alb-24	N41 22 46.5	E19 41 07.9	Bërxullë
Alb-25	N41 22 90.9	E19 37 33.1	Karrec
Alb-26	N41 18 59.0	E19 48 41.6	K. Botanik
Alb-27	N41 21 10.1	E19 52 28.3	Dajt (U. Artil.)
Alb-28	N41 17 86.1	E19 43 24.1	Lalm
Alb-29	N41 15 70.6	E19 39 84.6	Ndroq
Alb-30	N41 29 24.6	E19 35 04.5	Rez.Shkafanë
Alb-31	N41 25 55.4	E19 36 52.7	Manëz Fshat
Alb-32	N41 14 42.1	E19 31 42.8	Golem
Alb-33	N41 12 29.59	E19 46 49.02	Krrabë
Alb-49	N41 41 39.76	E19 43 50.46	Milot
Alb-50	N41 47 25.44	E19 39 45.51	Lezhë
Alb-51	N41 31 00.96	E19 56 39.19	Krujë

Tabela 2.1. *Vendndodhja e pikave të monitorimit.*

2.3.3 Pastrimi dhe ruajtja e mostrave të myshqeve

Trajtimi i mostrave të myshqeve u krye gjithashtu sipas udhëzimeve të manualit. Mostrat e myshqeve u pastruan me kujdes nga materialet e huaja të marra aksidentalisht së bashku me to (dhera, barishte, gjethe, etj.) dhe nga pjesa e vyshkur e tyre, duke mbajtur vetëm pjesën jeshile dhe jeshile në kafe e cila përfshin periudhën e tre vjeçarit të fundit të rritjes së myshkut. Mostrat u ruajtën në zarfa prej letre.

2.3.4 Përcaktimi i metaleve të rënda

Përpunimi i mëtejshëm i mostrave të myshqeve dhe analiza kimike e tyre u krye pranë ***"Institute of Chemistry, Faculty of Science, Sts. Cyril and Methodius University, Skopje, Macedonia"***.

Mostrat u thërrmuan fillimisht me dorë duke përdorur doreza polietileni pa pudër, u bluajtën në mullinj plastikë dhe u homogjenizuan e më pas u thanë në temperaturë 40°C deri në peshë konstante për 48 orë. Rreth 0.5 g mostër myshku u hodh në enë tefloni dhe u trajtua me 7 ml acid nitrik të përqendruar dhe 2 ml peroksid hidrogjeni për një natë. Më pas procesi i disgregimit u vazhdua në furrën me mikrovalë (Marsx, CEM, USA). Materiali i disgreguar u filtrua dhe u transferua në mënyrë sasiore në balona të taruar 25 ml. Analizimi i mostrave të myshqeve u krye me metodën ***ICP-AES***. Tretësira e përdorur për të përgatitur tretësirat standarde ishte me përqendrim 1000 mg/L (Merck, ICP-multielement standard solution IV). Elmentët e analizuar janë: Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Sr, V, Zn dhe përmbajtja e tyre jepet në mg/kg peshë e thatë myshk.

2.3.5 Kontrolli i cilësisë së analizave

Me qëllim kontrollin e cilësisë së rezultateve të përftuara nga metoda ICP-AES, u analizuan njëkohësisht me mostrat tona edhe mostra të çertifikuara të myshqeve (CRM), M2 dhe M3. Këto mostra të çertifikuara ishin përgatitur në kuadër të programit të monitorimit *"The European Moss Survey"*. Nga analiza kimike e tyre rezultoi se vlerat e marra në laborator ishin në përputhje me vlerat e deklaruara në çertifikatë.

2.3.6 Pregatitja e hartave të shpërndarjes gjeografike të elementeve

Me të dhënat eksperimentale të përftuara nga analiza kimike e mostrave të myshqeve, u ndërtuan hartat e shpërndarjes gjeografike të elementeve Al, As, Cu, Cr, Zn, Fe dhe V. Këto harta janë punuar pranë ***"Joint Institute for Nuclear Research, Dubna Moscow Region, Russia"*** duke përdorur teknologjinë GIS.

2.4 Rezultate dhe diskutime

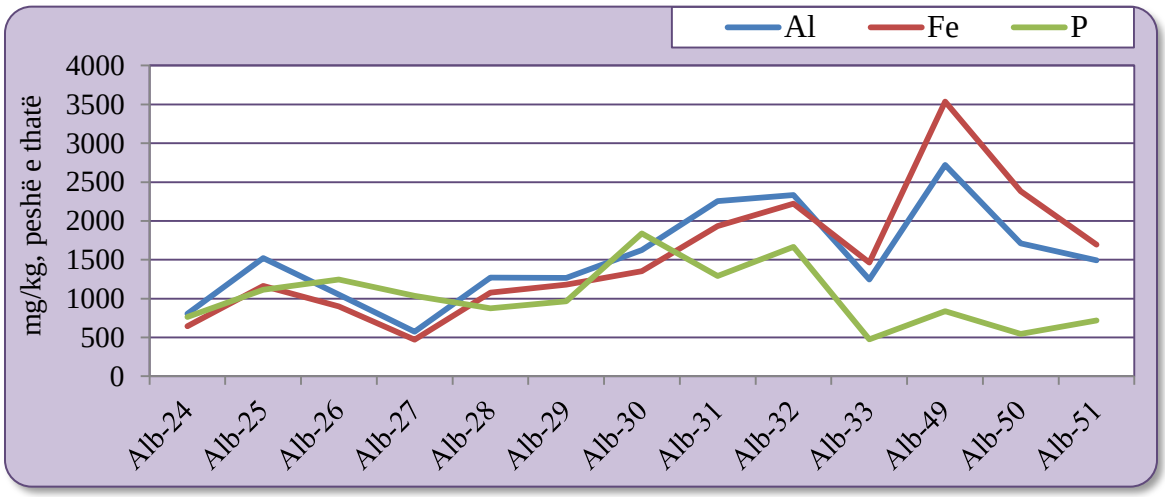
Në Tabelën 2.2. jepen rezultatet e përftuara nga analiza kimike me metodën ICP-AES të mostrave të myshqeve të mbledhura në zonën në studim. Elementet e përcaktuar janë 19. Ndërmjet tyre janë përcaktuar elemente të cilët sipas UNECE konsiderohen elemente me natyrë kryesisht antropogjene dhe atmosferike si: As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V dhe Zn; është përcaktuar elementi Al për të treguar ndotjen e mostrave nga dherat, kontributin e pluhurave të shkaktuar nga era si dhe origjinën antropogjene; është përcaktuar elementi Li si element tipik i kores së tokës; janë përcaktuar gjithashtu edhe elemente të tjera, pasi përfshirja e sa më shumë elementeve në studim ndihmon në identifikimin e burimeve të metaleve të rënda duke përdorur analiza multivariate.

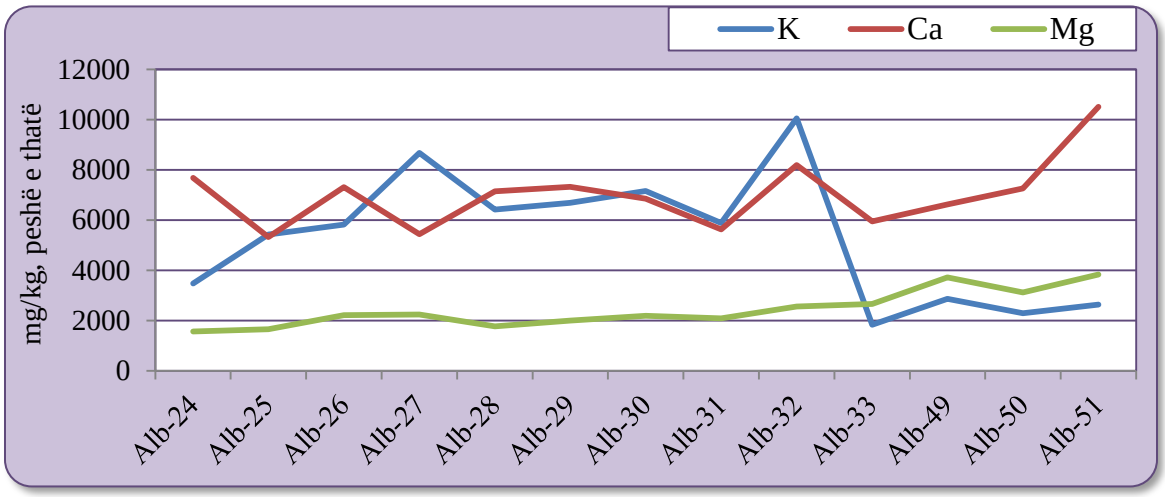
Tabela 2.2. *Rezultatet e analizës së mostrave të myshqeve të zonës në studim, analizuar me metodën ICP-AES (mg/kg, peshë e thatë).*

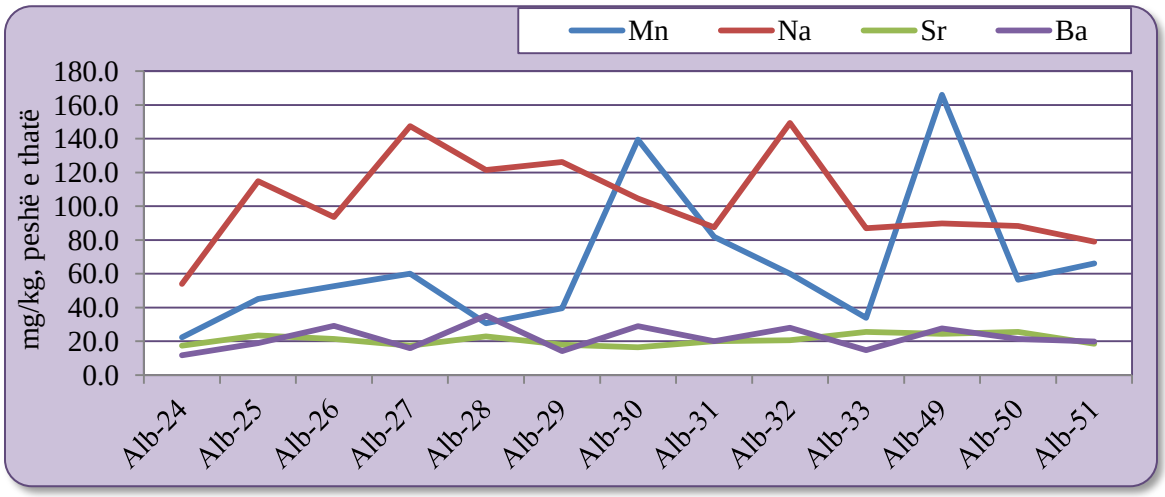
	Hypnum curpessiforme									
	Al	**As**	**Ba**	**Ca**	**Cd**	**Cr**	**Cu**	**Fe**	**K**	**Li**
Alb-24	806	0.09	11.6	7673	0.08	2.58	5.58	642	3477	0.46
Alb-25	1520	0.39	18.9	5316	0.10	4.26	5.75	1162	5420	0.96
Alb-26	1051	0.08	29.1	7312	0.13	3.51	5.00	901	5815	0.67
Alb-27	573	0.17	15.8	5442	0.12	2.40	4.67	469	8666	0.28
Alb-28	1269	0.13	35.2	7147	0.12	4.42	5.35	1077	6417	0.97
Alb-29	1267	0.31	14.2	7318	0.08	5.15	6.25	1181	6679	0.98
Alb-30	1625	0.14	28.9	6850	0.08	4.36	5.62	1351	7158	1.14
Alb-31	2254	0.64	20.0	5628	0.05	5.76	2.96	1932	5883	1.41
Alb-32	2331	0.15	28.0	8188	0.06	11.68	8.21	2221	10043	1.74
Alb-33	1244	0.19	14.7	5941	0.12	3.34	7.84	1462	1831	1.13
Alb-49	2722	0.68	27.6	6618	0.26	7.00	15.55	3538	2869	2.77
Alb-50	1712	0.29	21.4	7261	0.11	6.12	7.46	2383	2291	2.28
Alb-51	1492	0.51	19.9	10504	0.37	8.28	7.09	1694	2635	1.65

	Hypnum curpessiforme								
	Mg	**Mn**	**Na**	**Ni**	**P**	**Pb**	**Sr**	**V**	**Zn**
Alb-24	1563	22.4	54.0	2.21	765	2.85	17.3	1.68	2.08
Alb-25	1651	45.1	114.8	3.85	1112	2.37	23.5	2.91	6.05
Alb-26	2208	52.7	93.5	2.60	1245	2.09	21.3	2.29	15.32
Alb-27	2243	60.1	147.5	3.55	1035	1.64	17.5	1.15	15.90
Alb-28	1764	30.7	121.5	3.64	876	1.98	22.9	2.47	17.16
Alb-29	1992	39.5	126.2	3.74	963	2.40	17.9	2.58	14.10
Alb-30	2193	139.6	104.7	6.73	1839	1.48	16.5	2.57	11.90
Alb-31	2092	81.8	87.5	7.54	1290	2.31	20.0	4.34	3.95
Alb-32	2558	60.0	149.4	13.01	1667	2.21	20.6	4.32	21.09
Alb-33	2662	33.9	86.9	3.33	475	2.55	25.6	2.93	19.63
Alb-49	3716	166.1	89.8	11.36	838	3.76	24.3	6.03	24.77
Alb-50	3120	56.5	88.2	11.27	546	2.84	25.6	16.94	17.51
Alb-51	3836	66.0	78.9	5.29	719	3.43	18.5	5.00	46.87

Në Figurën 2.5. pasqyrohen në mënyrë grafike përqendrimet e elementeve në mostrat e myshqeve për secilin stacion monitorimi. Në pamje të parë vihet re një ngjashmëri në ecurinë e shpërndarjes së elementeve Al, Fe, Li, Cr, Ni, Cu. Gjithashtu vihet re që mund të veçohen 3 stacione monitorimi: Alb-32 (Golem), Alb-49 (Milot) dhe Alb-51(Krujë) të cilat paraqesin nivelet më të larta të përqendrimeve për pjesën më të madhe të elementeve të analizuar, si dhe 2 stacione monitorimi: Alb-24 (Bërxullë) dhe Alb-27 (Dajt) të cilat paraqesin nivelet më të ulëta të përqendrimeve për pjesën më të madhe të elementeve të analizuar.


Al
Fe
P
mg/kg, peshë e thatë
4000
3500
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
Alb-24
Alb-25
Alb-26
Alb-27
Alb-28
Alb-29
Alb-30
Alb-31
Alb-32
Alb-33
Alb-49
Alb-50
Alb-51


K
Ca
Mg
mg/kg, peshë e thatë
12000
10000
8000
6000
4000
2000
0
Alb-24
Alb-25
Alb-26
Alb-27
Alb-28
Alb-29
Alb-30
Alb-31
Alb-32
Alb-33
Alb-49
Alb-50
Alb-51


Mn
Na
Sr
Ba
mg/kg, peshë e thatë
180.0
160.0
140.0
120.0
100.0
80.0
60.0
40.0
20.0
0.0
Alb-24
Alb-25
Alb-26
Alb-27
Alb-28
Alb-29
Alb-30
Alb-31
Alb-32
Alb-33
Alb-49
Alb-50
Alb-51

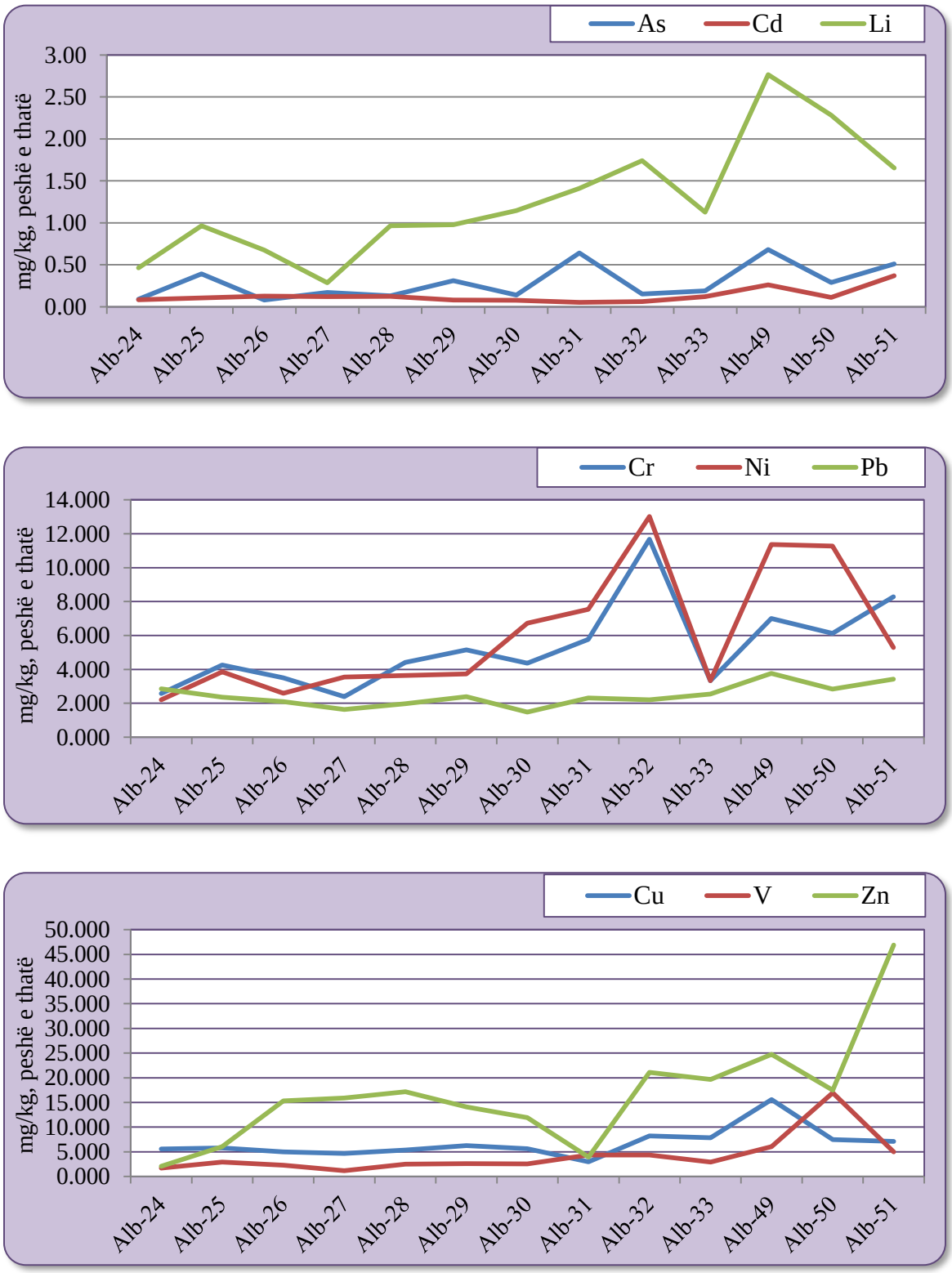


Figura 2.5. *Paraqitja grafike e shpërndarjes së përqendrimeve të elementeve sipas stacioneve të monitorimit.*

2.4.1 Shpërndarja hapësinore e elementeve në zonën në studim

Për të identifikuar zonat kryesore të ndotura nga metalet e rënda u ndërtuan grafikët e shpërndarjes sipas stacioneve të monitorimit të disa prej elementeve të cilët konsiderohen nga UNECE me natyrë kryesisht antropogjene, si dhe ajo e aluminit si elementi kryesor i përbërjes së tokës, për të parë për ndotjen e mostrave nga dherat, kontributin e pluhurave të shkaktuar nga era si dhe origjinën antropogjene. Për elementet Al, As, Cu, Cr, Zn, Fe dhe V janë ndërtuar edhe hartat e shpërndarjes gjeografike të tyre, të cilat paraqiten më poshtë.

2.4.1.1 Alumini

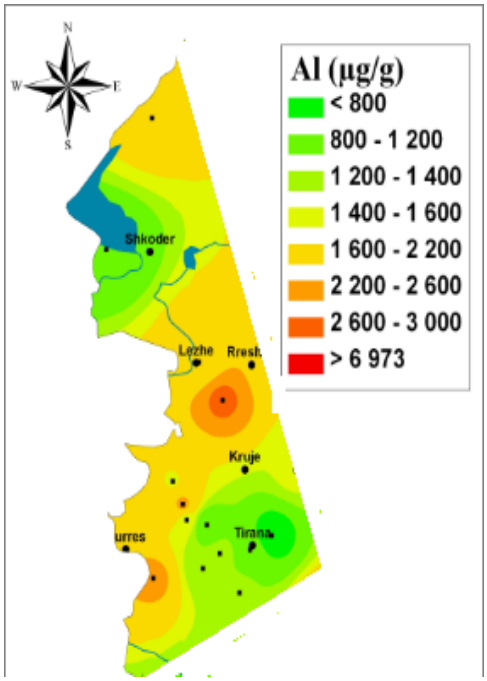


Figura 2.6. *Shpërndarja hapësinore e elementit alumin në zonën e studiuar.*

Duhet patur parasysh se larg burimeve lokale të ndotjes alumini është një indikator shumë i mirë i grimcave minerale, veçanërisht i pluhurit të tokës të ngritur nga era, pasi ai gjendet në përqendrime të larta në koren e tokës. Për pasojë, modeli hapësinor i përqendrimit të aluminit në myshqe mund të sigurojë një tregues të kontributit të ripezullimit të metaleve nga era dhe depozitimin e tyre në myshqe, duke pasqyruar deri diku historikun e depozitimit të metaleve të rënda. Një akumulim më i lartë i pluhurit të tokës nuk përkthehet domosdoshmërisht në një fluks depozitimi më të lartë për të tëra metalet në të njëjtën mënyrë, pasi fluksi i depozitimit të metaleve varet nga shpërndarja e përmasave të grimcave.

Alumini është metali më i përhapur në koren e tokës. Ai nuk ndodhet kurrë i lirë në natyrë dhe gjendet në pjesën më të madhe të shkëmbinjve, veçanërisht në shkëmbinjtë

vullkanikë si minerale aluminosilikate. Ai ndodhet në shumë minerale parësore. Alumini shkarkohet në mjedis si nga procese natyrore ashtu dhe nga burime antropogjene. Duke qenë se është përbërësi kryesor i kores së tokës, proceset natyrore e tejkalojnë kontributin e shkarkimit të aluminit në atmosferë nga proceset antropogjene. Shkarkimet antropogjene janë kryesisht në atmosferë. Burimi më i madh i grimcave që përmbajnë alumin është fluksi nga pluhuri i tokës dhe gërryerja e shkëmbinjve. Aktivitetet njerëzore si minierat dhe agrikultura, kontribuojnë në krijimin e këtij pluhuri. Rreth 13% e aluminit atmosferik vjen nga shkarkimet antropogjene. Burimet kryesore antropogjene të grimcave që përmbajnë alumin përfshijnë djegien e qymyrit, prodhimin e aluminit dhe aktivitete të tjera industriale si shkrirja për përpunimin e mineraleve të kores së tokës [1].

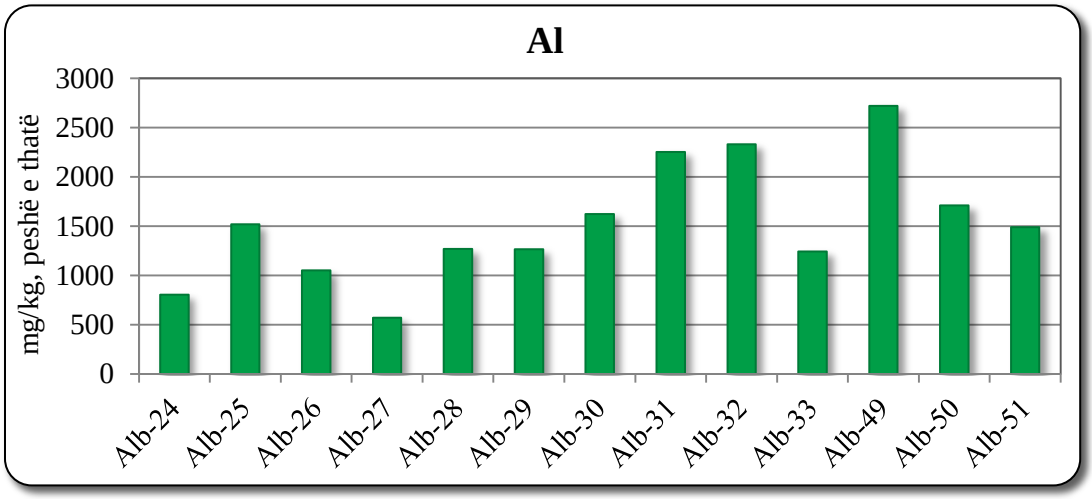


Figura 2.7. *Përqendrimet e aluminit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.7. vihet re që vlera më e lartë e përqendrimit të aluminit ndodhet në stacionin Alb-49 (Milot), pasuar nga Alb-32 (Golem) dhe Alb-31(Manëz). Përqendrimi i lartë i aluminit në të treja këto stacione mund të ndodhet si rezultat i pluhurit të ngritur gjatë punimeve të ndryshme në tokë: në Golem nga pluhuri i tokës të ngritur gjatë gërrmimeve për ndërtime, pasi siç dihet në atë zonë janë kryer dhe vazhdojnë të kryhen ende ndërtime masive; ndërsa në Milot dhe Manëz përmbajtja e lartë e aluminit vjen nga pluhuri i ngritur gjatë punimit të tokës, pra nga agrikultura, pasi të dyja këto janë zona me bujqësi të zhvilluar. Përqendrimi i lartë i aluminit në Milot mund të vijë edhe si rezultat i proceseve të dikurshme për grumbullimin e mineraleve në këtë zonë, por edhe nga proceset e përpunimit të mineraleve të ndryshme në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit.

2.4.1.2 Arseniku

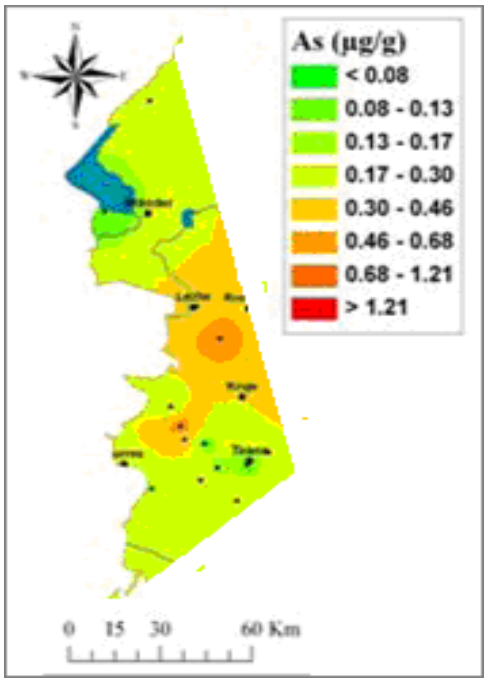


Figura 2.8. *Shpërndarja hapësinore e elementit arsenik në zonën e studiuar.*

Arseniku është i përhapur gjerësisht në koren e tokës. Ekzistojnë rreth 150 minerale që përmbajnë arsenik. Ndërkohë që arseniku shkarkohet në mjedis nga burime natyrore si dheu i shpërndarë nga era dhe vullkanet, shkarkimet nga burime antropogjene i tejkalojnë ato nga burime natyrore. Burimet antropogjene të arsenikut përfshijnë nxjerrjen dhe shkrirjen e mineraleve joferrore (veçanërisht të bakrit), përdorimin e pesticideve, djegien e qymyrit dhe të drurit, djegien e mbeturinave. Pjesa më e madhe e shkarkimeve të arsenikut është në tokë, kryesisht në formën e pesticideve ose mbetjeve të ngurta. Megjithatë, sasi të konsiderueshme shkarkohen gjithashtu në ajër dhe ujë. Duke qenë se arseniku është një komponent natyror i kores së tokës, përqendrime të vogla të tij gjenden në çdo lloj mjedisi. Arseniku i gjendur në tokë, si në mënyrë natyrore ashtu dhe nga shkarkime antropogjene, formon komplekse të patretshme me oksidet e hekurit, aluminit dhe magnezit që gjenden në sipërfaqen e tokës dhe, në këtë formë arseniku është relativisht i palëvizshëm. Arseniku është shumë i palëvizshëm në tokat bujqësore, kështu që ai tenton të përqendrohet dhe qëndron në pjesën e sipërme të tokës për një kohë të papërcaktuar [1].

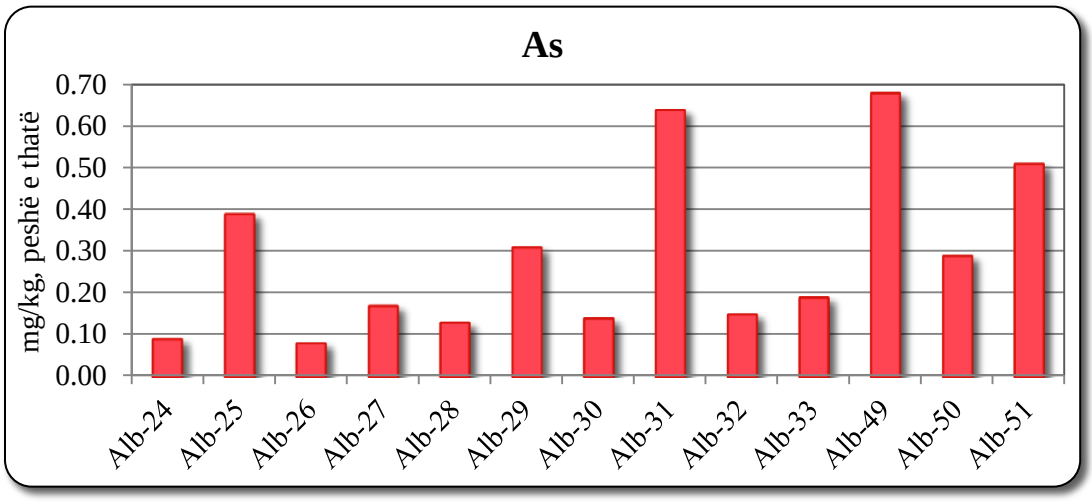


Figura 2.9. *Përqendrimet e arsenikut në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.9. vihet re që përqendrimet më të larta të arsenikut ndodhen në stacionet Alb-49 (Milot), Alb-31 (Manëz) dhe Alb-51 (Krujë). Në Milot arseniku e ka origjinën nga aktivitetet e ndryshme në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit. Arseniku shoqëron mineralet e bakrit, kështu që pas përpunimit për qëllime të ndryshme të mineraleve të bakrit mbetjet e tyre, të cilat përmbajnë sasi të konsiderueshme arseniku, janë depozituar në formë dampash në mjediset përreth Kombinatit [4,6,7,8,10]. Në Milot dikur ndodhej vendgrumbullimi i mineraleve të cilat vinin nga vende të ndryshme të vendit e që më pas shpërndaheshin me trena në destinacione të ndryshme, prandaj këto vendgrumbullime janë një tjetër burim i arsenikut në këtë stacion. Gjithashtu në afërsi të Milotit gjendet Fushë Miloti, zonë në të cilën ndodhen toka bujqësore, kështu që arseniku mund të lidhet edhe me përdorimin e pesticideve në këto toka. Edhe në Manëz arseniku mendohet se ndodhet si rezultat i përdorimit të pesticideve në tokat bujqësore, pasi Manza është gjithashtu një zonë me agrikulturë të zhvilluar. Ndërsa në Krujë përmbajtja e lartë e arsenikut vjen si rezultat i djegies së materialeve të ndryshme në furrat e gëlqeres apo fabrikën e çimentos, si djegia e qymyrit, drurit apo e mbetjeve të ndryshme. Gjithashtu, përveç stacioneve të përmendura më lart, mund të dallohen edhe stacionet Alb-25 (Karrec), Alb-29 (Ndroq) dhe Alb-50 (Lezhë), të cilat megjithëse paraqesin përmbajtje më të ulët të arsenikut se sa tre satcionet e para, mund të veçohen nga pjesa tjetër e stacioneve të monitorimi. Vihet re që të treja këto stacione kanë në afërsi të tyre toka bujqësore, si rrjedhim mendohet që origjina e arsenikut të jetë si rezultat i përdorimit të pesticideve në këto toka.

2.4.1.3 Bakri

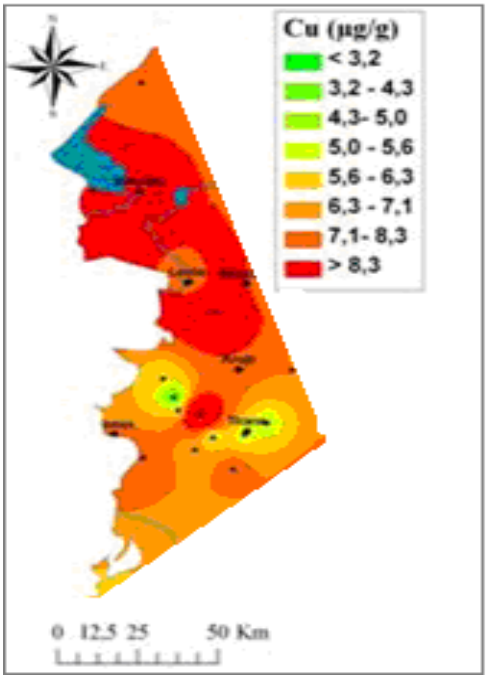


Figura 2.10. *Shpërndarja hapësinore e elementit bakër në zonën e studiuar.*

Bakri dhe komponimet e tij ndodhen në mënyrë natyrore në koren e tokës. Ai shkarkohet në mjedis si nga burime natyrore ashtu dhe nga ato antropogjene. Dheu i ngritur nga toka është burimi kryesor natyror i bakrit në ajër. Burime të tjera natyrore të bakrit në ajër janë djegia e pyjeve, vullkanet, proceset biogjenike, aerosolet detare. Burimet antropogjene të shkarkimeve të bakrit në ajër janë kryesisht shkrirësit e bakrit dhe uzinat e përpunimit të mineraleve të bakrit. Burime të tjera antropogjene përfshijnë prodhimin e metaleve joferrore, prodhimin e drurit, prodhimin e hekurit dhe çelikut, djegien e mbeturinave, aplikimet industriale, djegien e qymyrit, nxjerrjen e mineraleve joferrore, djegien e naftës dhe benzinës, prodhimin e sulfatit të bakrit dhe prodhimin e plehrave fosfate. Është vlerësuar se 97% e bakrit të shkarkuar nga të tëra burimet në mjedis, shkarkohet kryesisht në tokë. Këto përfshijnë kryesisht dampat e minierave të bakrit dhe dampat nga mullinjtë e bluarjes. Shkarkime të tjera të bakrit në tokë përfshijnë llumrat nga ujërat e zeza komunale, plehrat komunale, mbetjet e shkaktuara nga procesi i galvanizimit dhe hedhjet e produkteve të bakrit (p.sh. paisjet hidraulike, telat elektrikë) të cilat nuk janë ricikluar. Një burim i konsiderueshëm i bakrit në mjedis janë dhe shkarkimet nga djegia e karburantit dhe konsumimi i rrotave të automjeteve [1].

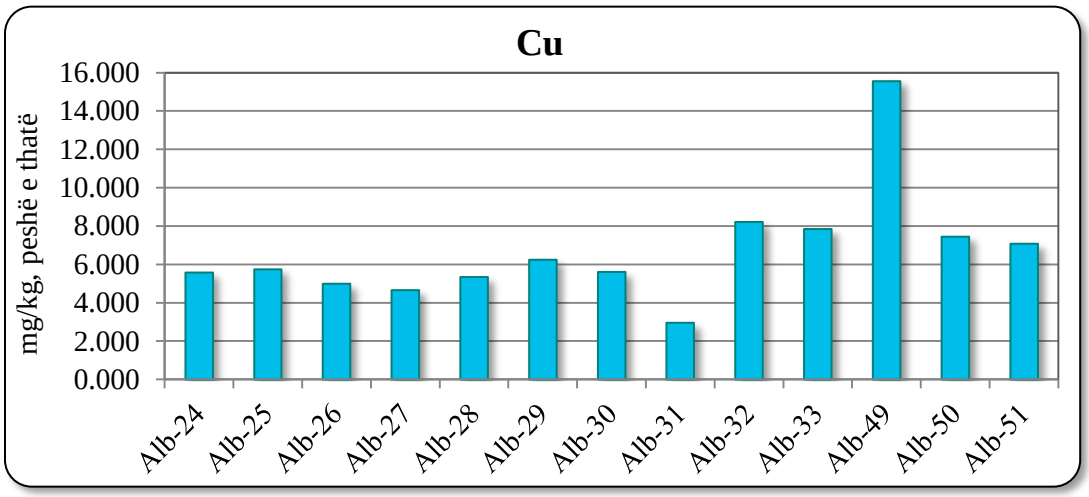


Figura 2.11. *Përqendrimet e bakrit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.11. vihet re që përqendrimi më i lartë i bakrit ndodhet në stacionin Alb-49 (Milot). Stacionet e tjera kanë përqendrime më të afërta të bakrit me njëri-tjetrin, por megjithatë ndërmjet tyre mund të veçohen stacionet Alb-32 (Golem), Alb-33 (Krrabë), Alb-50 (Lezhë) dhe Alb-51 (Krujë). Përqendrimi i lartë i bakrit në Milot e ka origjinën nga aktivitetet e dikurshme në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit, në të cilin ndodhet ish Uzina e shkrirjes dhe e rafinimit të bakrit [4,6,7,8,10], po ashtu dhe nga vendgrumbullimet e dikurshme të mineraleve të bakrit në Milot. Në Golem bakri mendohet se e ka origjinën nga grumbullimet mijëra tonëshe të mineraleve dhe qymyrit në portin e Durrësit [2,3], nga pluhuri i ngritur nga toka si rezultat i ndërtimeve masive që janë bërë në zonën e bregdetit dhe në qendrat e banuara përreth, si dhe nga aerosolet detare. Në Krujë bakri ndodhet në mjedis si rezultat i djegies në furrat e gëlqeres të qymyrit, drurëve, nënprodukteve të naftës dhe mbetjeve të ndryshme, si dhe nga djegia e lëndëve djegëse që përdoret nga fabrika e çimentos që operon në afërsi [5,9]. Një veçori që i lidh stacionet Milot, Golem, Krrabë dhe Lezhë me njëri-tjetrin është dhe fakti se ata ndodhen në afërsi të rrugëve nacionale, duke pasqyruar kështu pasojat nga trafiku rrugor si rezultat i shkarkimeve të gazrave të djegies së karburantit dhe konsumimit të rrotave të automjeteve.

2.4.1.4 Kromi

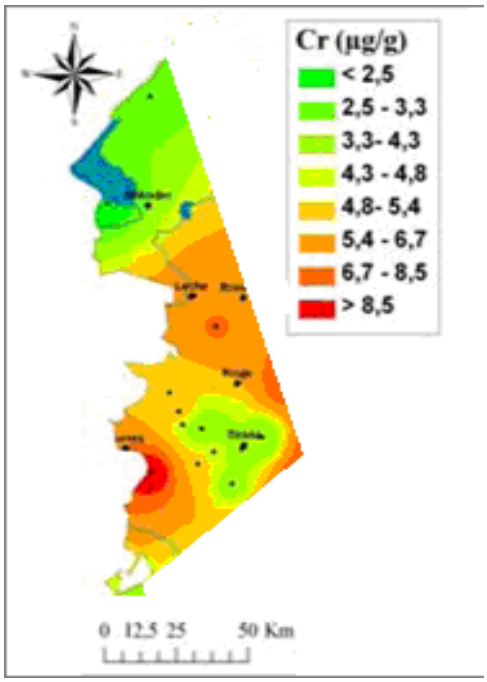


Figura 2.12. *Shpërndarja hapësinore e elementit krom në zonën e studiuar.*

Ekspozimi i njerëzve me kromin ndodh nga të dy burimet, natyrore dhe antropogjene. Kromi ndodhet në koren e tokës dhe fluksi i pluhurit kontinental është burimi kryesor natyror i kromit në atmosferë; pluhuri vullkanik dhe fluksi i gaztë janë burime të vogla të kromit në atmosferë. Kromi lëshohet në mjedis në sasi të mëdha si rezultat i aktiviteteve njerëzore, të cilat përbëjnë rreth 60-70% të emitimit total të kromit në atmosferë. Kromi lëshohet në atmosferë kryesisht nga burime antropogjene pikësore stacionare që përfshijnë djegien e lëndës djegëse industriale, tregëtare apo të banesave, nëpërmjet djegies së gazit natyror, naftës dhe qymyrit. Burime të tjera të rëndësishme të emitimit të kromit në atmosferë janë industritë e metalit, si veshja me krom dhe prodhimi i çelikut, regjia e lëkurës dhe industria tekstile. Rreth 1/3 e emitimi të kromit në atmosferë besohet të jetë në formën gjashtë valente, krom (VI). Burime të tjera më të vogla të emitimit atmosferik të kromit janë fabrikat e prodhimit të çimentos (çimentoja përmban krom), konsumimi i veshjeve të frenave me asbest që përmban krom, djegia e mbeturinave komunale dhe llumit të ujërave të zeza dhe emitimi nga konverterat katalitikë me bazë kromi të automjeteve. Emitimet nga kullat e ftohjes që më parë përdornin kimikate kromate si inhibitorë të ndryshkut janë gjithashtu burime atmosferike të kromit [1].

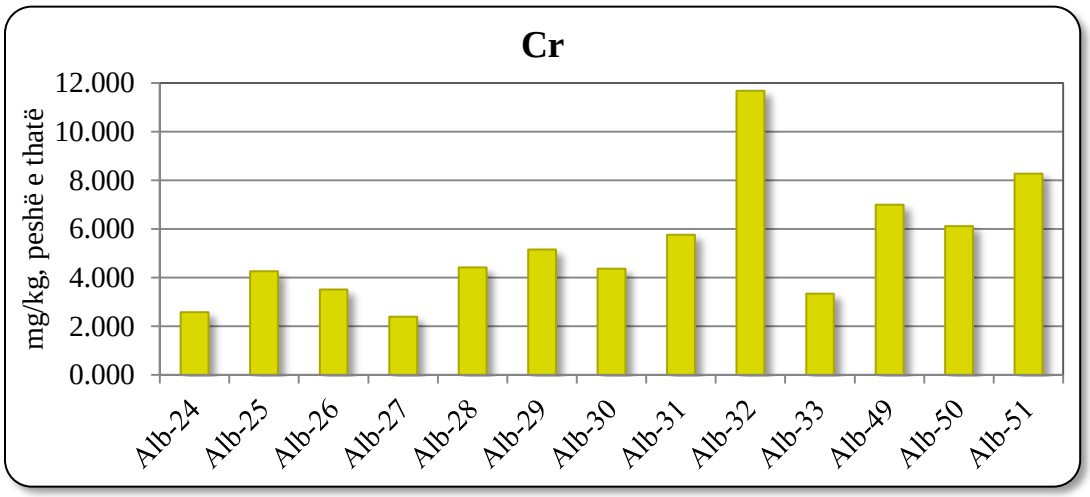


Figura 2.13. *Përqendrimet e kromit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.13. vihet re një vlerë e lartë e përqendrimit të kromit në stacionin Alb-32 (Golem), ndjekur nga Alb-51 (Krujë) dhe Alb-49 (Milot). Në Golem kromi e ka origjinën nga disa burime, të tilla si: Porti i Durrësit, në të cilin në një sipërfaqe prej 90 mijë metrash katrorë ndodhen të depozituara mbi 360 mijë ton minerale krom dhe ferrokrom si dhe mijëra ton qymyr [2,3]. Një burim tjetër i kromit mund të jetë ish Ndërmarrja Kimike e Durrësit, në të cilën prodhohej dikromat kaliumi për përpunimin e lëkurës. Në disa zona, vetëm pak kilometra rreth ndërmarrjes, kanë qenë të depozituara mijëra ton me mbeturina toksike, ndër të cilat dikromat kaliumi dhe mbetje të tjera të pasura me krom, të ruajtura në kushte të papërshtatshme [6]. Ndotja prej pluhurit të krijuar nga punimet për ndërtimet masive në këtë zonë, si dhe nga çimentoja e përdorur, mund të jetë një tjetër burim ndotjeje me krom në zonën e Golemit. Në Krujë kromi ndodhet në mjedis si rezultat i djegies së lëndëve djegëse që janë përdorur në furrat e gëlqeres apo në fabrikën e çimentos, si dhe nga vet çimentoja e prodhuar në këtë fabrikë, aktivitete të cilat përhapin në mjedis re tymi dhe pluhuri [5,9]. Në Milot kromi e ka origjinën nga vendgrumbullimet e mineraleve të kromit që ndodheshin në atë zonë të cilat më pas transportoheshin me trena në portin e Durrësit e në destinacione të ndryshme.

2.4.1.5 Zinku

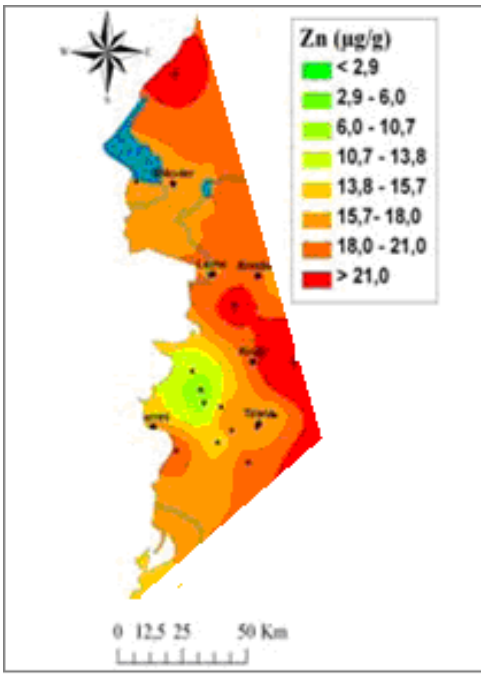


Figura 2.14. *Shpërndarja hapësinore e elementit zink në zonën e studiuar.*

Zinku dhe komponimet e tij gjenden në koren e tokës dhe ndodhen në pjesën më të madhe të shkëmbinjve, në disa minerale dhe në disa sedimente karbonatike. Zinku shkarkohet në mjedis si nga burime natyrore ashtu dhe antropogjene, megjithëse shkarkimet nga burimet antropogjene janë më të mëdha se sa nga ato natyrore. Burime natyrore të zinkut dhe komponimeve të tij në ajër janë grimcat e dheut të ngritur nga era, emitimet vullkanike dhe djegia e pyjeve. Burimet kryesore antropogjene të zinkut në mjedis lidhen me minierat dhe veprimet metalurgjike që përfshijnë zinkun, si dhe me përdorimin e produkteve komerciale që e përmbajnë atë. Në botë, shkarkimet në tokë janë ndoshta burimi më i madh i zinkut në mjedis. Burimet më të rëndësishme anropogjene të zinkut në tokë vijnë nga shkarkimet e mbetjeve të shkrirësve, minierat, hiri i qymyrit dhe përdorimi i produkteve komerciale si plehrat kimike dhe mbrojtësit e drurëve që përmbajnë zink. Mbetjet nga konsumimi i gomave të automjeteve përmbajnë sasi të rëndësishme zinku, i cili mund të ndotë tokat afër rrugëve. Burime antropogjene të zinkut dhe komponimeve të tij në atmosferë janë pluhuri dhe tymërat nga minierat, objektet që prodhojnë zink, përpunimi i lëndëve të para që përmbajnë zink (p.sh. shkrirësit e plumbit), punimi i tunxhit, djegia e qymyrit dhe naftës, djegia e plehrave dhe prodhimi i hekurit dhe çelikut [1].

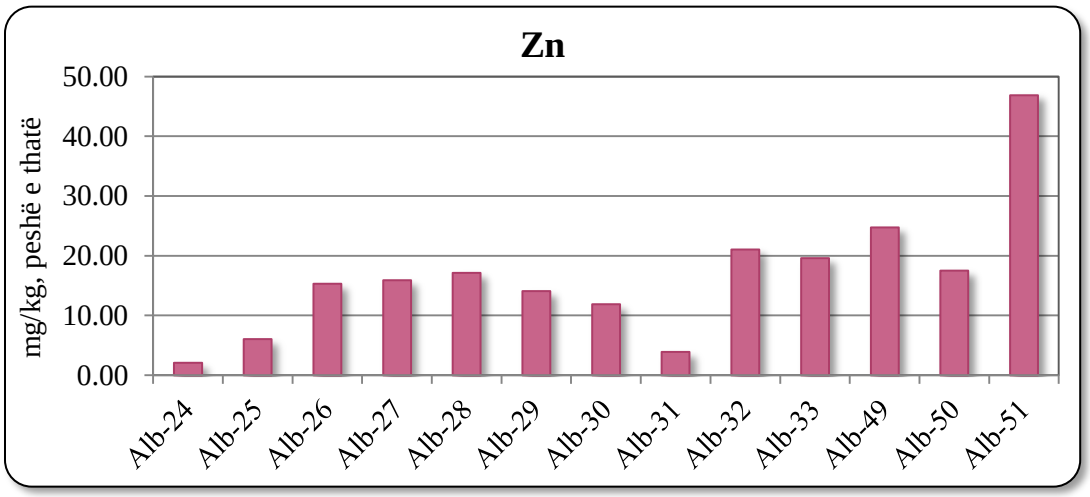


Figura 2.15. *Përqendrimet e zinkut në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.15. vihet re një vlerë dukshëm më e lartë e përqendrimit të zinkut në stacionin Alb-51 (Krujë), më pas mund të veçohen disi edhe stacionet Alb-49 (Milot), Alb-32 (Golem), Alb-33 (Krrabë) dhe Alb-50 (Lezhë). Kjo vlerë e lartë e zinkut në Krujë lidhet sidomos me djegien e sasive të mëdha të gomave në furrat e gëlqeres, por edhe me djegien e qymyrit, produkteve dhe nënprodukteve të naftës dhe mbetjeve të tjera në to, si dhe me djegien e lëndëve të ndryshme në fabrikën e çimentos [5,9]. Stacionet e Milotit, Golemit, Krrabës dhe Lezhës ndodhen të tëra në afërsi të zonave ku kalojnë rrugë nacionale, si rezultat burimi i zinkut në këto stacione është konsumimi gomave të automjeteve. Në Milot, një burim tjetër i rëndësishëm i zinkut lidhet me aktivitetin e dikurshëm të ish Kombinatit kimiko-metalurgjik të Laçit, në të cilin përpunoheshin minerale të bakrit, ku zinku ndodhet në mineralet dytësore që e shoqërojnë atë, siç është minerali sfalerit (ZnS) [4,6,7,8,10], por edhe nga vendgrumbullimet e dikurshme të mineraleve të ndryshme në atë zonë.

2.4.1.6 Hekuri

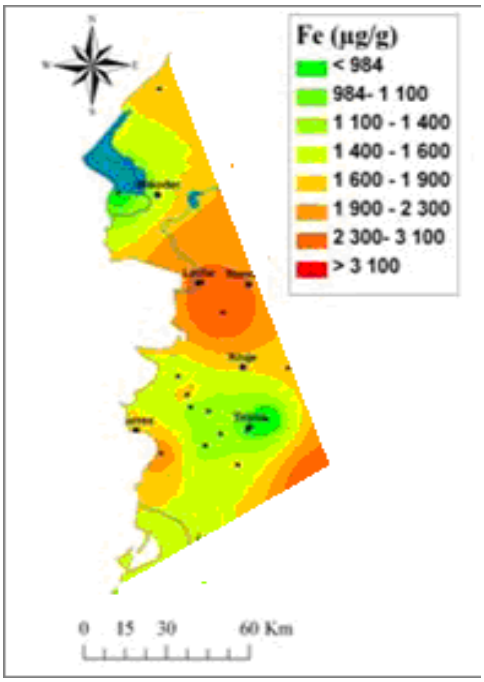


Figura 2.16. *Shpërndarja hapësinore e elementit hekur në zonën e studiuar.*

Hekuri është një element shumë i përhapur në koren e tokës dhe ndoshta përbërësi kryesor i thellësisë së planetit tonë. Ai është i pranishëm në sasi të ndryshueshme në shumë shkëmbinj. Hekuri shkarkohet në mjedis si nga burime natyrore ashtu dhe nga procese antropogjene. Burimi kryesor natyror i emitimit të hekurit në mjedis është pluhuri i ngritur nga toka, veçanërisht në mjedise me bimësi të rrallë si dhe në zona bujqësore. Burimet kryesore antropogjene të emitimit të hekurit në mjedis janë minierat, industria e hekurit dhe çelikut të cilat mund ta shkarkojnë hekurin në mjedis si emitime nga procesi i shkrirjes dhe si pluhur nga procesi i thërrmimit të mineraleve. Burim tjetër antropogjen është nxjerrja dhe djegia e qymyrit [1].

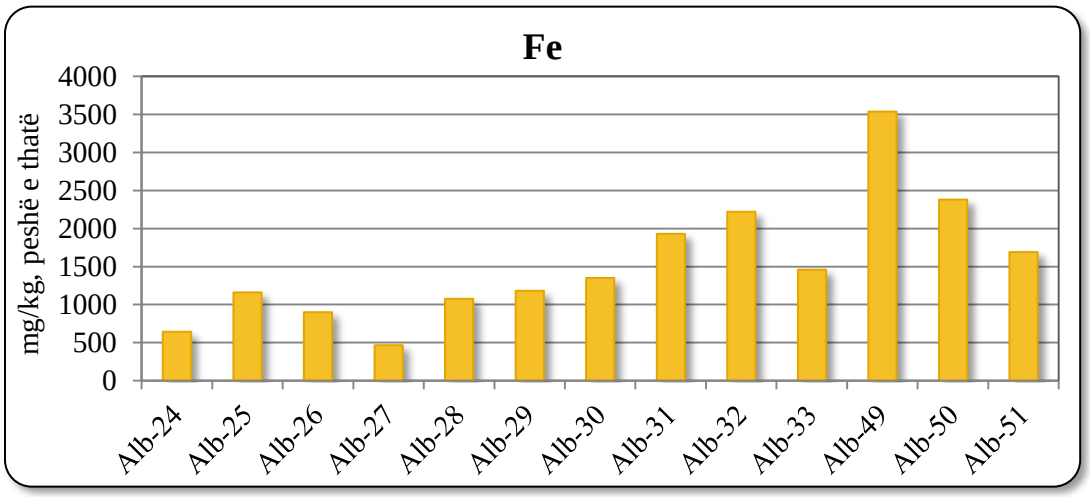


Figura 2.17. *Përqendrimet e hekurit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.17. vihet re një përqendrim i lartë i hekurit në stacionin Alb-49 (Milot), ndjekur më pas nga stacionet Alb-50 (Lezhë), Alb-32 (Golem) dhe Alb-31 (Manëz). Përqendrimi i lartë i hekurit në Milot e ka origjinën nga aktivitetet e dikurshme të ish Kombinatit kimiko-metalurgjik të Laçit. Dihet që në këtë kombinat silleshin minerale si piriti (FeS_2) apo kalkopiriti ($CuFeS_2$) të cilat përdoreshin si për nxjerrjen e bakrit ashtu dhe për prodhimin e acidit sulfurik i cili më pas përdorej për prodhimin e plehrave fosfate [4,6,7,8,10]. Gjithashtu, burim tjetër i hekurit në Milot janë dhe vendgrumbullimet e dikurshme të mineraleve. Në Golem hekuri e ka origjinën nga pluhuri i tokës i ngritur nga era si rezultat e ndërtimeve masive që janë kryer e që vazhdojnë të kryhen në atë zonë dhe nga mineralet e hekurit (ferrokrom dhe hekur-nikel) të depozituara në portin e Durrësit [2,3]. Në Lezhë përqendrimi i lartë i hekurit lidhet me pluhurin e ngritur nga era, pra me gjeologjinë e zonës, pasi kjo zonë është e pasur me minerale titanmagnetite. Ndërsa në Manëz përqendrimi i lartë i hekurit lidhet me aktivitetin bujqësor të zonës, pra me pluhurin e ngritur nga era gjatë procesit të punimit të tokës.

2.4.1.7 Vanadi

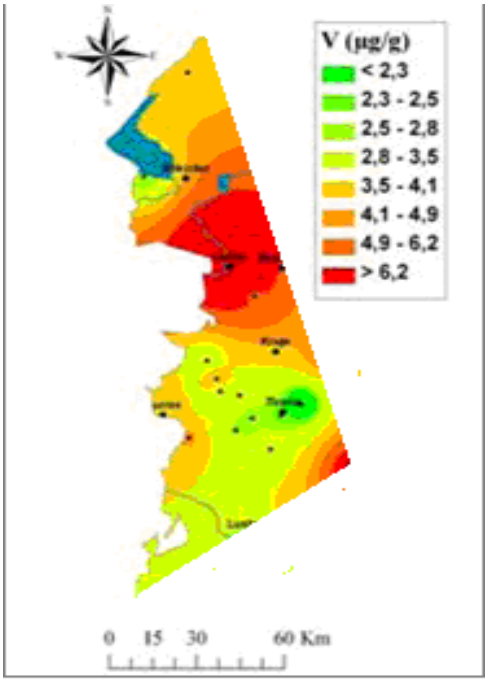


Figura 2.18. *Shpërndarja hapësinore e elementit vanad në zonën e studiuar.*

Vanadi është i përhapur gjerësisht në koren e tokës, në një sasi të ngjashme me zinkun dhe nikelin. Ekzistojnë rreth 65 minerale që përmbajnë vanad. Ai gjendet gjithashtu në shkëmbinjtë fosfate dhe është prezent në pothuajse të gjitha qymyret dhe naftën bruto në formën e komplekseve organike. Vanadi shkarkohet në mënyrë natyrore në atmosferë nga formimi i pluhurit kontinental, aerosoleve detare dhe emitimet vullkanike. Sasia e vanadit që hyn në atmosferë nga secili prej këtyre burimeve është i pasigurtë, megjithatë, besohet se pluhuri kontinental përbën pjesën më të madhe të emitimit natyror të vanadit në atmosferë, ndjekur nga aerosolet detare. Shkarkimet natyrore të tij në ujë dhe tokë ndodhin kryesisht si rezultat i gërryerjes së shkëmbinjve dhe erozionit dhe janë shumë më të mëdha se sa shkarkimet antropogjene. Burimet antropogjene më të rëndësishme të shkarkimeve të vanadit në atmosferë përfshijnë djegien e lëndës djegëse fosile, veçanërisht mbetjet e naftës dhe qymyrit. Gazi natyror dhe produktet e distilimit të naftës përmbajnë nivele shumë të ulëta, apo të pakapshme, të vanadit dhe nuk konsiderohen një burim i rëndësishëm i vanadit në mjedis, përveç rasteve të derdhjeve të mëdha aksidentale. Burime të tjera antropogjene të vanadit në tokë përfshijnë minierat, grumbullimin e skorjeve të pasura me vanad, llumrat e ujërave të zeza dhe disa lloje plehrash kimike që përmbajnë komponime me sasi të lartë vanadi, si superfosfatet, shkëmbinjtë fosfate dhe nënproduktet e prodhimit të çelikut (në të cilat janë shtuar metale të ndryshme për t'i dhënë çelikut cilësi të ndryshme). Hidroksidet ferrike dhe bitumet e ngurta përbëjnë mbartësit kryesorë të vanadit në procesin e sedimentimit. Hekuri shërben si mbartës për vanadin tre valent si rezultat i afinitetit të lartë ndërmjet tyre [1].

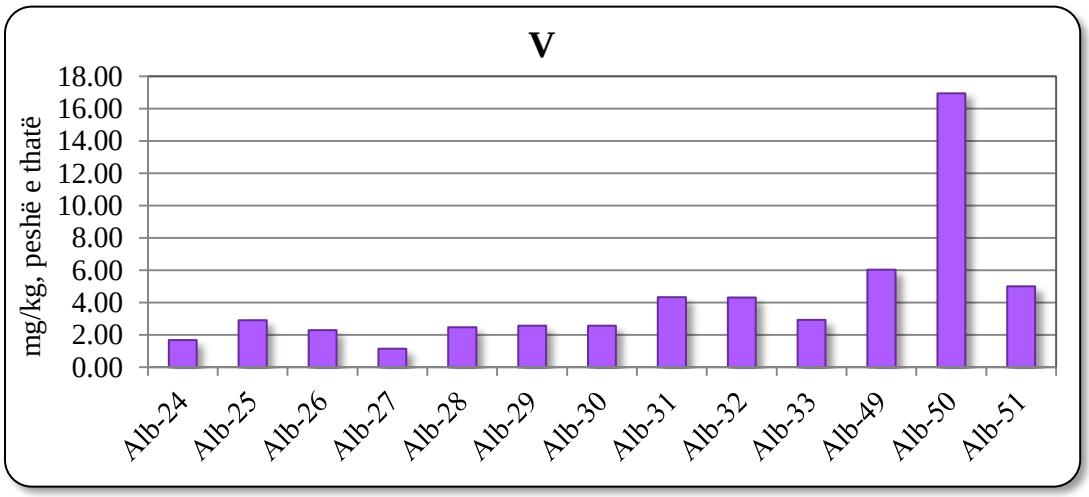


Figura 2.19. *Përqendrimet e vanadit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.19. vihet re një vlerë e lartë e përqendrimit të vanadit në stacionin Alb-50 (Lezhë). Vlerat e përqendrimeve të vanadit në stacionet e tjera janë më të ulëta, megjithatë ndërmjet tyre mund të veçohen stacionet Alb-49 (Milot) dhe Alb-51 (Krujë), ndjekur nga stacionet Alb-31(Manëz) dhe Alb-32 (Golem). Në Lezhë përqendrimi i lartë i vanadit lidhet me gjeologjinë e zonës, pra me pluhurin e tokës të ngritur nga era. Dihet që në këtë rajon ndodhen minerale titanomagnetite të pasura me vanad. Në Milot përmbajtja e vanadit lidhet me ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit, në të cilin ndodhen të depozituara në kushte jo të përshtatshme sasi të konsiderueshme katalizator i përdorur vanadi [7,10]. Në Krujë vanadi e ka origjinën nga djegia në furrat e gëlqeres të lëndëve djegëse të ndryshme si qymyr apo mbetje të naftës, si dhe djegia e lëndëve djegëse në fabrikën e çimentos [5,9]. Në Manëz vanadi mund të ndodhet në mjedis si rezultat i përdorimit në tokat bujqësore të plehrave kimike që përmbajnë vanad, siç janë superfosfatet, ndërsa në Golem vanadi mund të vijë nga pluhuri i tokës i ngritur nga era gjatë ndërtimeve masive që janë kryer e që vazhdojnë akoma në atë zonë, por edhe si rezultat i aerosoleve detare.

2.4.1.8 Plumbi

Plumbi shpërndahet në mjedis kryesisht si rezultat i aktiviteteve antropogjene. Meqenëse plumbi absorbohet fuqimisht në tokë, ai zakonisht mbahet në shtresat e sipërme të saj, duke mos depërtuar në mënyrë të konsiderueshme në shtresat e nëntokës dhe në ujërat nëntokësore. Historikisht, burimi parësor i plumbit në mjedis ka qenë emitimi antropogjen i tij në atmosferë. Në vitin 1984 djegia e benzinës me plumb ishte përgjegjëse për rreth 90% të të gjitha emitimeve antropogjene të plumbit në ajër, ndërsa sot burimet kryesore të emitimit të plumbit janë proceset industriale. Burime antropogjene të plumbit përfshijnë minierat dhe shkrirjen e mineraleve të plumbit apo mineraleve të tjera ku plumbi është nënprodukt ose papastërti, prodhimin e produkteve që

përmbajnë plumb, djegien e qymyrit dhe naftës, djegien e mbeturinave. Depozitimi atmosferik është burimi më i madh i plumbit që gjendet në tokë. Plumbi transferohet në mënyrë të vazhdueshme ndërmjet ajrit, ujit dhe tokës nëpërmjet proceseve kimike dhe fizike natyrore, si erozioni, precipitimi, depozitimi i thatë i pluhurave dhe rrjedhja e lumenjve. Ndërkohë që plumbi është një element që ndodhet në mënyrë natyrore në komponime, ai gjendet rrallë në formë elementare. Minerale të plumbit janë gjetur të bashkuara me sulfide të zinkut, bakrit dhe hekurit si dhe me minerale të arit, argjendit, bismuthit dhe antimonit. Plumbi gjendet në mineralet e bakrit, zinkut, arit, qymyrin bituminoz, naftën bruto, naftë dhe drurë. Plumbi i shkarkuar nga burime natyrore, si vullkanet, dheu i ngritur nga era dhe erozioni është në sasi shumë të vogël krahasuar me burimet antropogjene. Plumbi gjendet në materialet e ndërtimit (tulla, beton, drurë dhe vinil) dhe në burime automobilistike (karburanti, frenat, vaji i përdorur) të cilat kontribuojnë në shkarkime të plumbit në mjedis. Duhet theksuar se ndonëse sasia e plumbit në karburantin e automjeteve është rregulluar sipas normave të caktuara, benzina e avioneve dhe karburanti i makinave të garave nuk janë rregulluar dhe ata mund të përdorin sasi të konsiderueshme plumbi [1].

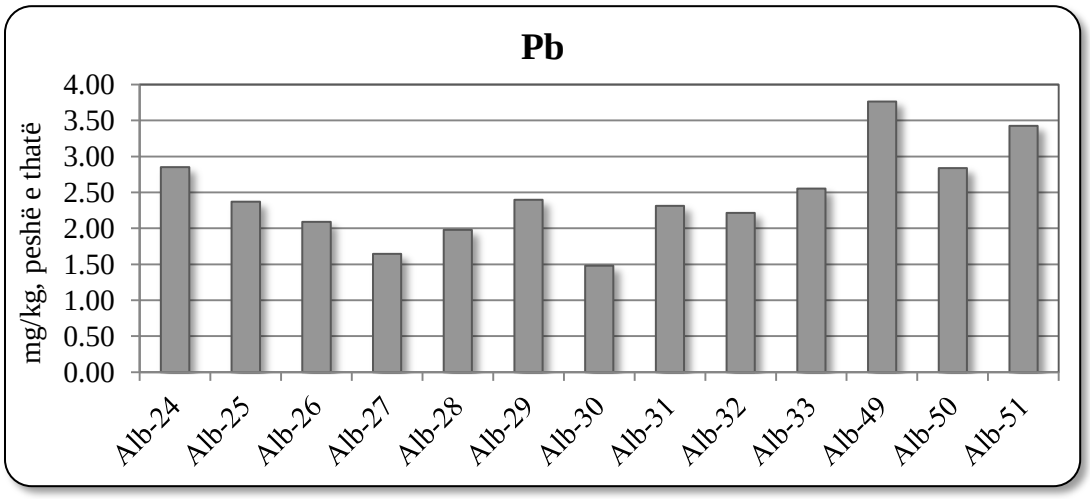


Figura 2.20. *Përqendrimet e plumbit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Siç vihet re në grafikun e Figurës 2.20. përqendrimet e plumbit nuk luhaten shumë nëpër stacione, duke reflektuar kështu ndotjen antropogjene e cila lidhet kryesisht me djegien e karburantit dhe vajit nga motorat e automjeteve dhe konsumimin e frenave të tyre. Megjithatë, ndër këto stacione mund të veçojmë stacionin Alb-49 (Milot) dhe Alb-51 (Krujë). Në Milot plumbi, përveç trafikut rrugor, ndodhet në mjedis edhe si pasojë e aktiviteteve të dikurshme në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit [4,6,7,8,10], ku si rezultat i përpunimit të mineraleve të bakrit dhe të hekurit ndodhen të depozituara stoqe të mëdha mbetjesh teknologjike, të cilat veç të tjerash përmbajnë edhe sasi të konsiderueshme plumbi, pasi siç dihet mineralet e bakrit dhe hekurit shoqërohen edhe nga minerale dytësore, siç është galeniti (PbS). Në Krujë plumbi e ka origjinën edhe nga djegia në furrat e gëlqeres të lëndëve djegëse të ndryshme, si qymyr, drurë, nënprodukte

të naftës, vaj makinash, e mbetje të ndryshme, apo edhe nga djegia e lëndëve djegëse të ndryshme në fabrikën e çimentos [5,9].

2.4.1.9 Nikeli

Nikeli dhe komponimet e tij gjenden në mënyrë natyrore në koren e tokës dhe lëshimi i tij në atmosferë ndodh si nga shkarkime natyrore (dheu i ngritur nga era, vullkanet, vegjetacioni, djegia e pyjeve dhe pluhuri meteorik), ashtu dhe nga aktivitete antropogjene. Burimet antropogjene të nikelit përfshijnë minierat e nikelit, shkrirjen, rafinimin, prodhimin e çelikut dhe të aliazheve të tjera që përmbajnë nikel, djegien e naftës dhe mbetjeve të saj, djegien e lëndëve djegëse fosile, drurëve dhe djegien e mbeturinave. Pjesa më e madhe e shkarkimeve antropogjene të nikelit është në tokë [1].

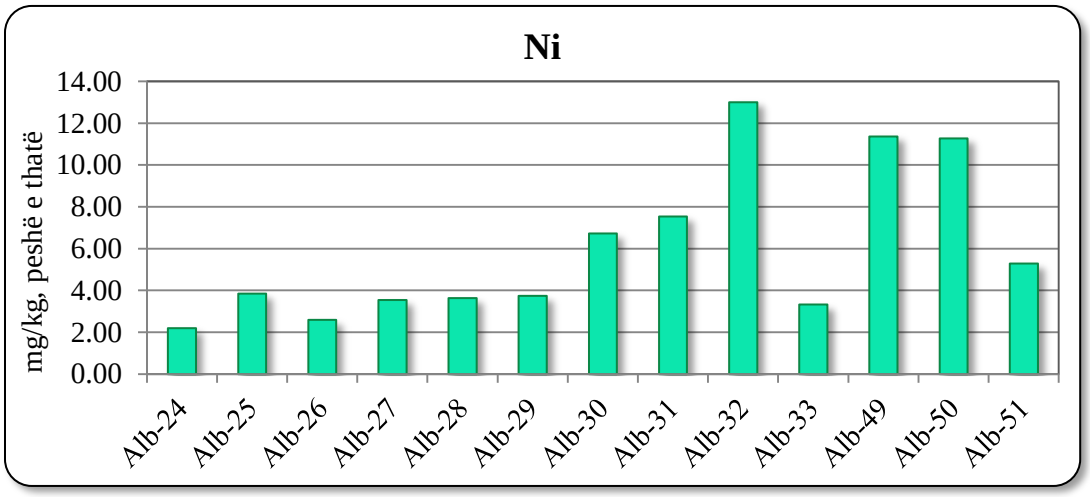


Figura 2.21. *Përqendrimet e nikelit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 2.21. shihet se në lidhje me përmbajtjen e nikelit mund të veçohen stacionet Alb-32 (Golem), Alb-49 (Milot) dhe Alb-50 (Lezhë). Në Golem nikeli përveç pluhurit të tokës të ngritur nga era si rezultat i ndërtimeve masive e ka origjinën edhe nga grumbullimet masive të mineraleve të hekur-nikelit që ndodhen në portin e Durrësit [2,3]. Në Milot nikeli mund të gjendet në mjedis si rezultat i vendgrumbullimeve të dikurshme të mineraleve në atë zonë. Gjithashtu, të treja këto stacione kanë në afërsi të tyre rrugë nacionale, si rrjedhim në to pasqyrohet edhe ndotja nga trafiku rrugor.

2.4.1.10 Kadmiumi

Kadmiumi është një element i përhapur gjerësisht në koren e tokës, në nivele më të larta në shkëmbinjtë sedimentarë. Ai zakonisht shoqërohet me mineralet e zinkut, plumbit dhe bakrit. Emitimet natyrore të kadmiumit në mjedis mund të rezultojnë nga shpërthimet

vullkanike, djegia e pyjeve, aerosolet e kripërave detare ose fenomene të tjera natyrore. Megjithatë, aktivitetet industriale janë burimet kryesore të shkarkimit të kadmiumit në mjedis. Burimet kryesore industriale përfshijnë proceset e shkrirjes së zinkut, plumbit, bakrit dhe kadmiumit, djegien e qymyrit dhe naftës, prodhimin e plehrave kimike fosfate. Gjithashtu burime të tjera përfshijnë pluhurin e rrugëve dhe djegien e mbeturinave dhe llumrat e ujërave të zeza. Burime të tjera që kontribuojnë në sasi të vogla të kadmiumit në mjedis janë konsumimi i gomave dhe djegia e vajit të automjeteve, prodhimi i çimentos. Kadmiumi rafinohet dhe konsumohet për përdorimin e baterive, pigmenteve, për veshje të ndryshme, si stabilizator për plastika, në aliazhet joferrore, në paisjet fotovoltaike, etj. [1].

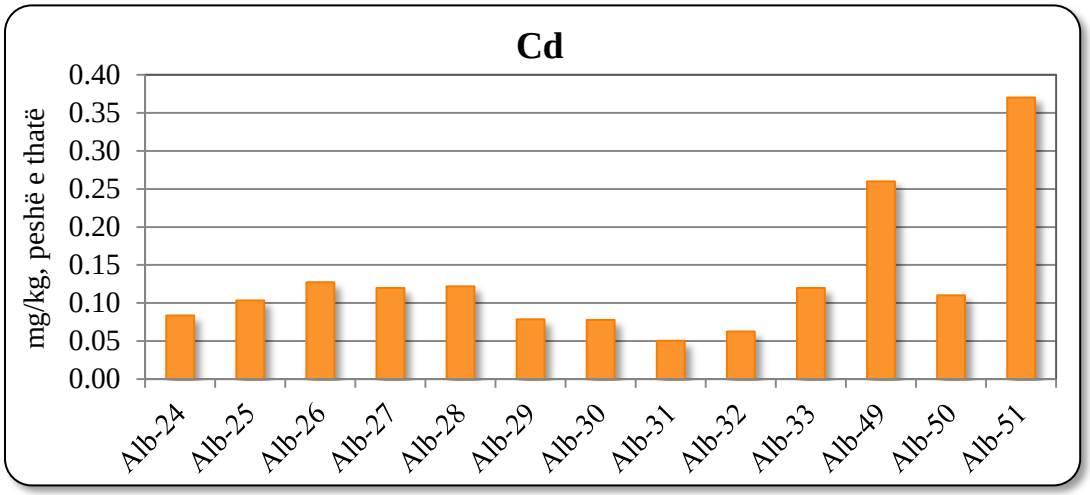


Figura 2.22. *Përqendrimet e kadmiumit në myshqe sipas stacioneve të monitorimit.*

Siç shihet në grafikun e Figurës 2.22. përmbajtja e kadmiumit nuk ndryshon shumë nëpër stacione, përveç stacioneve Alb-51 (Krujë) dhe Alb-49 (Milot). Përmbajtja e lartë e kadmiumit në Krujë e ka origjinën kryesisht nga djega e lëndëve të ndryshme në furrat e gëlqeres, si gomat e automjeteve, qymyrit, produkte dhe nënprodukte të naftës, plastika të ndryshme, etj., por edhe nga prodhimi i çimentos dhe djegia e lëndëve djegëse të ndryshme në fabrikën e çimentos që ndodhet në afërsi të asaj zone [5,9]. Duke qenë se kadmiumi ndodhet i shoqëruar me mineralet e bakrit, atëherë në Milot përmbajtja e lartë e tij vjen si rezultat i grumbullimeve të mineraleve të bakrit në këtë zonë, po ashtu dhe nga ish Kombinati kimiko-metalurgjik i Laçit në të cilin ndodhet ish Uzina e shkrirjes dhe e rafinimit të bakrit [4,6,7,8,10].

2.4.2 Krahasimi i rezultateve me disa vende të tjera

Rezultatet e përftuara në këtë studim krahasohen me të dhënat nga studime të ngjashme të disa vendeve të Ballkanit. Këto vlera paraqiten në Tabelën 2.3. Gjithashtu, me qëllim krahasimin e vlerave tona me një territor të pastër, në këtë tabelë jepen edhe

vlerat përkatëse të një studimi të ngjashëm të kryer në Norvegjinë veriore (Steinnes, 2005), e cila përfaqëson territore me një influencë minimale nga ndotjet e ajrit. Në Tabelën 2.3. jepen vlerat e medianës dhe të intervaleve të përqendrimeve të elementeve që krahasohen.

Tabela 2.3. *Krahasimi i rezultateve të përftuara në këtë studim me disa vende të tjera të Ballkanit dhe Norvegjinë (mg/kg, peshë e thatë).*

Shteti	**Shqipëria** (studimi aktual)		**Kroacia** (2009)		**Maqedonia** (2008)	
Elementet	**Mediana**	**Intervali**	**Mediana**	**Intervali**	**Mediana**	**Intervali**
Na	93.5	54.0-149.4	169	67-2332	419	118-8673
Mg	2208	1563-3836	2120	676-12740	2377	674-7421
Al	1492	573-2722	1350	398-21460	3736	825-17600
K	5815	1831-10043	8085	2565-23720	8615	2861-18190
Ca	7147	5316-10504	7623	2832-26740	5593	1207-23640
V	2.91	1.15-16.94	3.1	0.91-32	6.9	1.79-43
Cr	4.42	2.40-11.68	2.8	0.76-33	7.47	2.33-122
Mn	56.5	22.4-166.1	106	20-1421	186	37-1475
Fe	1351	469-3538	1000	320-12140	2458	424-17380
Ni	3.85	2.21-13.01	2.7	0.66-18	2.4	0.09-24
Cu	5.75	2.96-15.55	7.5	3.7-22.7	22	3-83
Zn	15.9	2.1-46.9	29	12-283	39	14-203
As	0.19	0.08-0.68	0.37	0.10-6	0.80	0.12-8.0
Sr	20.6	16.5-25.6	21	4-125	31	11.8-136
Cd	0.11	0.05-0.37	0.27	0.07-1.9	0.16	0.016-2.95
Ba	20.0	11.6-35.2	32	7-192	54	14-256
Pb	2.37	1.48-3.76	2.46	0.06-82.4	6.0	1.5-37.2

Shteti	**Serbia Veriore** (2004)		**Rumania (Transilvania)** (2001)		**Norvegjia** (2005)	
Elementet	**Mediana**	**Intervali**	**Mediana**	**Intervali**	**Mediana**	**Intervali**
Na	694	178-2440	902	192-4330	–	–
Mg	2780	1100-8130	2850	480-6840	1730	940-2370

Al	6800	1280-22090	5545	830-23000	200	67-820
K	5090	2710-11750	7770	4770-19980	–	–
Ca	7720	2890-18120	5770	1250-23500	2820	1680-5490
V	11	2.85-39	8.7	2.85-39	0.92	0.39-5.1
Cr	6.51	1.14-22	13.8	2.72-51.9	0.55	0.10-4.2
Mn	217	30-2340	265	27-1470	256	22-750
Fe	3110	720-9230	3290	815-21340	209	77-1370
Ni	6.73	1.96-26	5.4	0.6-32	1.14	0.12-6.6
Cu	16.9	6.31-3140	21.5	2.21-2420	3.6	2.1-9.2
Zn	44	14-415	135	39-2950	26.5	7.9-173
As	3.35	0.46-61	2.2	0.59-45.1	0.093	0.020-0.505
Sr	22	6.8-95	37.4	1.8-290	15.8	3.6-43.3
Cd	< 0.4	< 0.4-6.5	–	–	0.058	0.025-0.171
Ba	39	13-130	101	20-658	17.1	5.6-50.5
Pb	–	–	14.3	6.45-31.5	1.17	0.64-6.12

Nga Tabela 2.3. vihet re që për elementet e konsideruar kryesisht me origjinë antropogjene dhe atmosferike: As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V dhe Zn, vlerat e medianave të tyre janë më të vogla sesa vlerat e medianave të raportuara nga të tëra vendet e Ballkanit me të cilat janë krahasuar, por më të mëdha sesa vlerat e medianave të raportuara nga Norvegjia, përveç elementeve Cr dhe Fe ku medianat e tyre janë më të mëdha edhe se Kroacia. Gjithashtu vlen të përmendet se edhe vlerat e maksimumeve, për të tëra elementet, janë më të vogla sesa vlerat e maksimumeve për të tëra vendet e Ballkanit me të cilat janë krahasuar, por më të mëdha sesa vlerat e Norvegjisë, përveç elementeve Pb, Zn, Mn, Ba të cilat kanë vlera maksimumi më të vogla edhe sesa Norvegjia. Pra, rezultatet e përftuara tregojnë që zona në studim është më e pastër në krahasim me këto vende të Ballkanit. Megjithatë, krahasuar me një zonë të pastër siç është Norvegjia, duket që kjo zonë është e influencuar nga ndotjet.

2.4.3 Faktori i ndotjes

Pasi përcaktohet përqendrimi i elementeve në mostrat e myshqeve njehsohet Faktori i Ndotjes (Contamination Factor–CF), në mënyrë që të kuptohet nëse këto përqendrime tregojnë ndotje të zonës në studim ose jo, domethënë nëse përqendrimet e elementeve janë relativisht të larta krahasuar me nivelet e zakonshme të tyre (Fernández & Carballeira, 2001). Për këtë qëllim duhet të përcaktohet fillimisht Niveli i Sfondit për secilin element. Në shumë studime si vlerë sfondi është marrë vlera e medianës të së njëjtit lloj myshku, mbledhur në Norvegjinë veriore, e cila konsiderohet një zonë e pastër.

Në këtë studim si vlerë sfondi është marrë vlera mesatare e dy stacioneve të monitorimit, Alb-24 (Bërxullë) dhe Alb-27 (Dajt), pasi pjesa më e madhe e elementeve kanë përqendrimet më të ulëta në këto dy stacione. Në Tabelën 2.4. jepen vlerat e sfondit të disa prej elementeve të studimit tonë si dhe vlerat e medianës dhe intervalet e këtyre elementeve për Norvegjinë. Vihet re që të tëra vlerat e sfondit ndodhen brenda intervalit të Norvegjisë, përveç elementit Ca, i cili ka një vlerë sfondi më të madhe sesa vlera maksimale e Norvegjisë. Kështu që, vetëm për elementin Ca, si vlerë sfondi merret vlera e tij në stacionin Alb-25 (Karrec), ku ai ka përqendrimin më të ulët, i cili ndodhet gjithashtu brenda intervalit të vlerave të Norvegjisë.

Tabela 2.4. *Krahasimi i vlerave të sfondit me vlerat e Norvegjisë (mg/kg, peshë e thatë).*

Elementet	Vlera e sfondit	Norvegji	
		Mediana	Intervali
Mg	1903	1730	940-2370
Al	690	200	67-820
Ca	5316	2820	1680-5490
V	1.41	0.92	0.39-5.1
Cr	2.489	0.55	0.10-4.2
Mn	41.3	256	22-750
Fe	555	209	77-1370
Ni	2.88	1.14	0.12-6.6
Cu	5.125	3.6	2.1-9.2
Zn	8.99	26.5	7.9-173
As	0.13	0.093	0.020-0.505
Sr	17.4	15.8	3.6-43.3
Cd	0.102	0.058	0.025-0.171
Ba	13.7	17.1	5.6-50.5
Pb	2.25	1.17	0.64-6.12

Pasi përcaktohet niveli i sfondit, njehsohet faktori i ndotjes për secilin element në secilin stacion monitorimi. Kështu, rezultatet mund të interpretohen jo në terma absolutë, por në terma relativë, bazuar në raportin ndërmjet përqendrimit elementit dhe vlerës përkatëse të sfondit.

$$CF = \frac{C_M}{C_B}$$

C_M është përqendrimi i elementit në mostrën e myshkut dhe C_B është vlera e sfondit (background) të këtij elementi. Faktori i ndotjes pasqyron shkallën e ndotjes së një mostre nga një element i caktuar. Vlerat e faktorit të ndotjes ndahen në gjashtë kategori, duke përcaktuar kështu dhe shkallën e ndotjes (Fernández & Carballeira, 2001), të cilat pasqyrohen në Tabelën 2.5. Vlerat e faktorëve të ndotjes për secilin element në secilin stacion monitorimi jepen në Tabelën 2.6. Me rezultatet e përftuara u ndërtuan grafikët e shpërndarjes së vlerave të faktorëve të ndotjes sipas stacioneve të monitorimit për elementet kryesisht antropogjenë, Figura 2.23.

Tabela 2.5. *Kategorizimi i shkallës së ndotjes sipas vlerave të faktorëve të ndotjes.*

Vlera e Faktorit të Ndotjes (CF)	CF≤1	1<CF≤2	2<CF≤3.5	3.5<CF≤8	8<CF≤27	CF>27
Kategoria	C1	C2	C3	C4	C5	C6
Shkalla e ndotjes	E pandotur	E dyshimtë	E lehtë	Mesatare	E rëndë	Ekstreme

Tabela 2.6. *Vlerat e Faktorëve të Ndotjes (CF) për secilin element në stacionet e marra në studim.*

	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li
Alb-24	1.2	0.7	0.8	1.4	0.8	1.0	1.1	1.2	0.6	1.3
Alb-25	2.2	3.0	1.4	1.0	1.0	1.7	1.1	2.1	0.9	2.6
Alb-26	1.5	0.6	2.1	1.4	1.2	1.4	1.0	1.6	1.0	1.8
Alb-27	0.8	1.3	1.2	1.0	1.2	1.0	0.9	0.8	1.4	0.8
Alb-28	1.8	1.0	2.6	1.3	1.2	1.8	1.0	1.9	1.1	2.6
Alb-29	1.8	2.4	1.0	1.4	0.8	2.1	1.2	2.1	1.1	2.6
Alb-30	2.4	1.1	2.1	1.3	0.8	1.8	1.1	2.4	1.2	3.1
Alb-31	3.3	4.9	1.5	1.1	0.5	2.3	0.6	3.5	1.0	3.8
Alb-32	3.4	1.2	2.0	1.5	0.6	4.7	1.6	4.0	1.7	4.7
Alb-33	1.8	1.5	1.1	1.1	1.2	1.3	1.5	2.6	0.3	3.0

Alb-49	3.9	5.2	2.0	1.2	2.5	2.8	3.0	6.4	0.5	7.5
Alb-50	2.5	2.2	1.6	1.4	1.1	2.5	1.5	4.3	0.4	6.2
Alb-51	2.2	3.9	1.5	2.0	3.6	3.3	1.4	3.1	0.4	4.5

	Mg	**Mn**	**Na**	**Ni**	**P**	**Pb**	**Sr**	**V**	**Zn**
Alb-24	0.8	0.5	0.5	0.8	0.9	1.3	1.0	1.2	0.2
Alb-25	0.9	1.1	1.1	1.3	1.2	1.1	1.4	2.1	0.7
Alb-26	1.2	1.3	0.9	0.9	1.4	0.9	1.2	1.6	1.7
Alb-27	1.2	1.5	1.5	1.2	1.2	0.7	1.0	0.8	1.8
Alb-28	0.9	0.7	1.2	1.3	1.0	0.9	1.3	1.7	1.9
Alb-29	1.0	1.0	1.3	1.3	1.1	1.1	1.0	1.8	1.6
Alb-30	1.2	3.4	1.0	2.3	2.0	0.7	0.9	1.8	1.3
Alb-31	1.1	2.0	0.9	2.6	1.4	1.0	1.2	3.1	0.4
Alb-32	1.3	1.5	1.5	4.5	1.9	1.0	1.2	3.1	2.3
Alb-33	1.4	0.8	0.9	1.2	0.5	1.1	1.5	2.1	2.2
Alb-49	2.0	4.0	0.9	3.9	0.9	1.7	1.4	4.3	2.8
Alb-50	1.6	1.4	0.9	3.9	0.6	1.3	1.5	12	1.9
Alb-51	2.0	1.6	0.8	1.8	0.8	1.5	1.1	3.5	5.2

Nga rezultatet e përftuara të paraqitura në Tabelën 2.6., vihet re që mostrat e myshqeve të zonës që studiohet nuk janë seriozisht të ndotura nga elementet që janë analizuar. Zona konsiderohet relativisht e pastër në lidhje me ndotjen nga elementet Ba, Ca, Cu, K, Mg, Na, P, Pb, Sr, ku shkalla e ndotjes është ndërmjet C1-C3. Shkalla e ndotjes konsiderohet mesatare në lidhje me elementet Al, As, Cd, Cr, Fe, Li, Mn, Ni, Zn, pasi në disa satacione vlerat e faktorit të ndotjes ndodhen në intervalin C4. Vetëm për elementin V shkalla e ndotjes konsiderohet e rëndë në njërin prej stacioneve të monitorimit, ku vlera e faktorit të ndotjes ndodhet në intervalin C5. Ndotje ekstreme nuk vihet re për asnjërin prej elementeve në asnjërin stacion monitorimi.

Figura 2.23. *Paraqitja grafike e shpërndarjes së Faktorëve të Ndotjes (CF) të elementeve me origjinë kryesisht antropogjene.*

Nga grafikët e paraqitur në Figurën 2.23., ku pasqyrohen shpërndarjet e vlerave të faktorëve të ndotjes për elementet me natyrë kryesisht antropogjene, vihet re që për elementet Cu dhe Pb në asnjërin stacion monitorimi vlera e faktorit të ndotjes nuk e kalon intervalin e kategorisë C3. Për elementin Pb vlerat e faktorit të ndotjes janë të shpërndara ndërmjet kategorive C1 dhe C2 nëpër stacione. E njëjta gjë ndodh edhe me elementin Cu, përveç stacionit Alb-49 (Milot), ku vlera e faktorit të ndotjes ndodhet në kategorinë C3. Pra, zona konsiderohet e pastër në lidhje me këta dy elementë.

Për sa i përket elementeve As, Cd, Cr, Fe, Ni dhe Zn, në disa stacione vlerat e faktorëve të ndotjes kalojnë në intervalin e kategorisë C4, që i përket shkallës së ndotjes mesatare, përkatësisht: për elementin As paraqitet ndotje e kategorisë C4 në stacionet Alb-31, 49, 51 (respektivisht Manëz, Milot, Krujë); për elementet Fe dhe Ni në stacionet Alb-32, 49, 50 (respektivisht Golem, Milot, Lezhë); për elementet Cd dhe Zn në stacionin Alb-51 (Krujë) dhe për elementin Cr në stacionin Alb-32 (Golem). Pra, stacionet që shfaqin ndotje të kategorisë C4 për këto elemente janë Alb-31, 32, 49, 50, 51 (Manëz, Golem, Milot, Lezhë, Krujë). Konkretisht, vihet re që Alb-31 (Manëz) shfaq ndotje nga elementi As; Alb-32 (Golem) nga elementet Cr, Fe, Ni; Alb-49 (Milot) nga elementet As, Fe, Ni; Alb-50 (Lezhë) nga elementet Fe, Ni; dhe Alb-51(Krujë) nga elementet As, Cd, Zn. Megjithatë, vlen të theksohet se vlerat e faktorit të ndotjes të kategorisë C4 ndodhen të tëra afër kufirit të poshtëm të këtij intervali, përveç vlerës për elementin Fe në stacionin Alb-49 (Milot), i cili ndodhet pak mbi vlerën mesatare të intervalit. Pra, bazuar në vlerat e faktorëve të ndotjes, zona konsiderohet me ndotje mesatare për për stacionet dhe elementet e sipërpërmendur, megjithatë, shkalla e ndotjes është më afër kufirit të ndotjes së lehtë.

Për elementin V vihet re se ai shfaq ndotje mesatare në stacionin Alb-49 (Milot), megjithatë vlera e faktorit të ndotjes ndodhet në kufirin e poshtëm të intervalit C4, pra afër kufirit të ndotjes së lehtë. Ndërsa, në stacionin Alb-50 (Lezhë) vlera e faktorit të ndotjes kalon në intervalin C5, i cili cilësohet si ndotje e rëndë, por përsëri vlera e faktorit të ndotjes është afër kufirit të poshtëm të intervalit, pra afër kufirit të ndotjes mesatare.

Bazuar në vlerësimin e zonës sipas vlerave të faktorëve të ndotjes vihet re që zona në studim nuk paraqitet seriozisht e ndotur nga metalet e rënda.

2.4.4 Normalizimi gjeokimik

Meqenëse metalet akumulohen në myshqe si nga burime natyrore ashtu dhe nga ato antropogjene, mund të jetë e vështirë të përcaktohet se cila pjesë e përqendrimit i takon burimeve natyrore e cila atyre antropogjene. Normalizimi i të dhënave është një përpjekje për të kompensuar ndryshueshmërinë natyrore të metaleve gjurmë në myshqe, në mënyrë që të mund të zbulohet cilido kontribut i metaleve antropogjene. Ka disa metoda të mundshme për normalizimin e të dhënave, që nga raporti i thjeshtë metal/normalizues e deri në metoda më komplekse, të cilat bazohen në analizën e regresionit (Loring, 1991). Në këtë studim është zgjedhur si metodë normalizimi raporti i përqendrimit të metaleve ndaj një përbërësi tjetër të myshqeve, i cili shërben si normalizues. Si element normalizues është përzgjedhur Li, pasi ai është një përbërës tipik i kores së tokës dhe sepse përgjithësisht nuk ndikohet nga aktivitetet antropogjene.

Fillimisht, me rezultatet e marra nga analiza kimike me metodën ICP-AES të mostrave të myshqeve, u krye përpunimi statistikor i tyre, Statistikë Deskriptive. Rezultatet e përftuara jepen në Tabelën 2.7. dhe ilustrohen në Figurën 2.24., në të cilën paraqitet trendi i shpërndarjes së elementeve sipas rendit rritës të vlerave të përqendrimeve të tyre. Më pas, vlerat e përqendrimeve të elementeve të analizuar në myshqe normalizohen me elementin Li nëpërmjet raportit C_X/C_{Li}, ku C_X është përqendrimi i elementit në mostrën e myshkut dhe C_{Li} është përqendrimi i Li në po atë mostër myshku. Me rezultatet e marra pas normalizimit gjeokimik, kryhet përsëri përpunimi statistikor i tyre, Statistikë Deskriptive. Rezultatet e përftuara paraqiten në Tabelën 2.8. dhe ilustrohen në Figurën 2.25., në të cilën paraqitet përsëri trendi i shpërndarjes së elementeve sipas rendit rritës të vlerave të përqendrimeve të tyre pas normalizimit gjeokimik me Li.

Tabela 2.7. *Rezultatet e përpunimit statistikor Statistikë Deskriptive të përqendrimit të elementeve të përftuara nga analiza kimike e myshqeve (mg/kg, peshë e thatë).*

Elementet	Mesatarja	Mediana	Minimumi	Maksimumi
As	0.29	0.19	0.08	0.68
Ca	7015	7147	5316	10504
Cd	0.13	0.11	0.05	0.37
Cr	5.30	4.42	2.40	11.7
Cu	6.72	5.75	2.96	15.55
Fe	1539	1351	469	3538
Mg	2431	2208	1563	3836
Mn	65.7	56.5	22.4	166
Ni	6.01	3.85	2.21	13.0
Pb	2.46	2.37	1.48	3.76
V	4.25	2.91	1.15	16.9
Zn	16.6	15.9	2.08	46.9

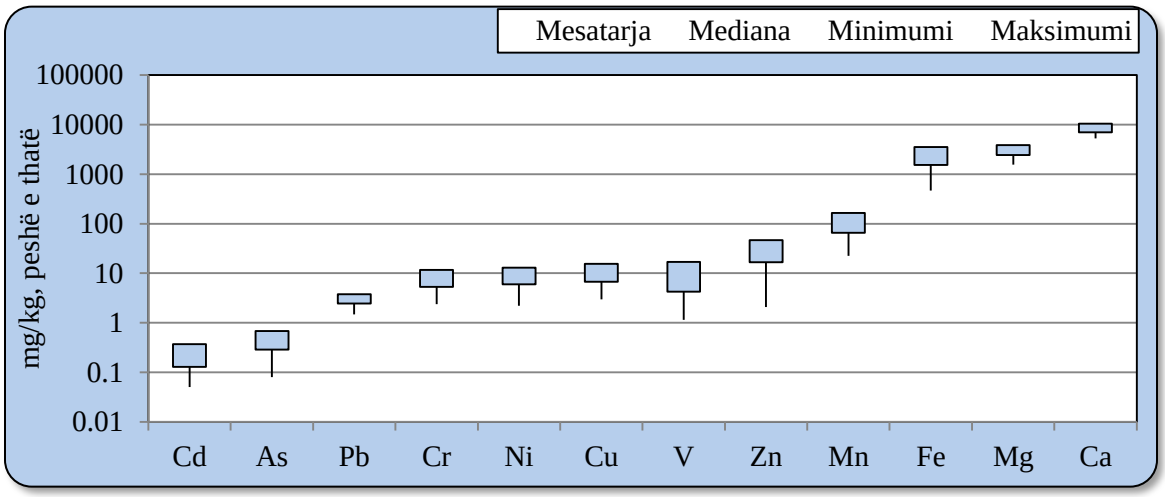


Figura 2.24. *Trendi i shpërndarjes së përqendrimit të elementeve në mostrat e myshqeve.*

Nga Figura 2.24. vihet re që radha e akumulimit të elementeve në mostrat e myshqeve është: Cd < As < Pb < Cr < Ni < Cu < V< Zn < Mn < Fe < Mg < Ca. Për elementet Ca, Mg vihet re që shkalla e ndryshimit, si raport i vlerave max/min të përqendrimit të tyre, është më i vogël se sa i elementeve të tjerë, gjë që tregon se ata janë elemente tipikë të përbërjes së kores së tokës. Për elementet Zn, V, As, Fe, Cd raporti max/min i vlerave të përqendrimeve të tyre është i lartë, që tregon se ata kanë origjinë të dyfishtë, natyrore dhe antropogjene.

Pas normalizimit të përqendrimit të elementeve me elementin Li, radha e akumulimit të elementeve në myshqe pëson ndryshim. Në Figurën 2.25. vihet re që radha e akumulimit të elementeve pas normalizimit është: Cd < As < Pb < V < Cr < Ni < Cu < Zn < Mn < Fe < Mg < Ca. Pas normalizimit elementet Cr, Ni, Cu pësojnë zhvendosje duke kaluar pas elementit V. Kjo tregon se elementet Cr, Ni, Cu lidhen me burime me natyrë natyrore dhe antropogjene. Gjithashtu, pas normalizimit gjeokimik vihet re se për elementet Pb, Cu, Cd intervali i ndyshimit të tyre, shprehur me raportin max/min të vlerave të përqendrimeve të tyre rritet, gjë që tregon këto elemente kanë edhe origjinë antropogjene.

Tabela 2.8. *Rezultatet e përpunimit statistikor Statistikë Deskriptive të përqendrimit të elementeve pas normalizimit gjeokimik të tyre me elementin Li (mg/kg, peshë e thatë).*

Elementet	Mesatarja	Mediana	Minimumi	Maksimumi
As	0.25	0.19	0.09	0.60
Ca	7598	5988	2393	19112
Cd	0.13	0.11	0.04	0.42
Cr	4.71	4.57	2.53	8.42

Cu	6.58	5.62	2.10	16.38
Fe	1259	1276	1026	1646
Mg	2490	1917	1344	7879
Mn	63.5	46.8	24.7	211
Ni	5.12	4.11	2.95	12.48
Pb	2.55	2.07	1.24	6.14
V	3.25	3.02	2.18	7.42
Zn	16.10	12.11	2.80	55.84

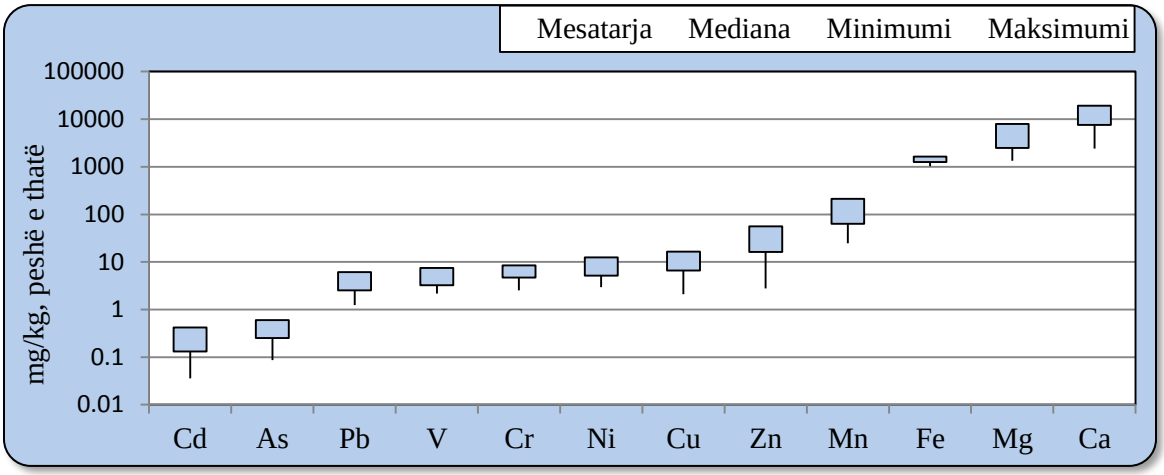


Figura 2.25. *Trendi i shpërndarjes së përqendrimit të elementeve në mostrat e myshqeve pas normalizimit gjeokimik me Li.*

2.4.5 Analiza e korrelacionit

Rezultatet e analizës kimike i nënshtrohen përpunimit statistikor duke testuar linearitetin e koeficientit Pearson. Analiza statistikore kryhet ndërmjet përqendrimeve të metaleve të mostrave të myshqeve në të tëra stacionet e monitorimit, për të shqyrtuar korrelacionin ndërmjet tyre. Sinjifikanca e korrelacionit i atribuohet vlerave të $p < 0.05$. Rezultatet e analizës statistikore janë paraqitur në Tabelën 2.9. ku jepen koeficientët e korrelacionit Pearson (r) dhe vlerat–p.

Tabela 2.9. *Koeficientët e korrelacionit Pearson (r) dhe vlerat e sinjifikancës (p) ndërmjet përqendrimeve të elementeve të analizuar në mostrat e myshqeve.*

	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	K	Li
As	**0.664** **0.013**									
Ba	0.404 0.170	-0.077 0.802								
Ca	0.045 0.885	-0.028 0.928	0.138 0.652							
Cd	0.136 0.658	0.468 0.107	0.080 0.795	**0.575** **0.040**						
Cr	**0.734** **0.004**	0.351 0.240	0.335 0.263	0.538 0.058	0.265 0.382					
Cu	**0.576** **0.039**	0.403 0.172	0.190 0.534	0.144 0.639	0.501 0.081	0.406 0.168				
Fe	**0.912** **0.000**	**0.665** **0.013**	0.310 0.303	0.124 0.687	0.340 0.255	**0.665** **0.013**	**0.783** **0.002**			
K	-0.040 0.896	-0.350 0.241	0.294 0.329	-0.162 0.596	-0.499 0.082	0.178 0.560	-0.365 0.220	-0.306 0.309		
Li	**0.856** **0.000**	**0.633** **0.020**	0.315 0.295	0.236 0.437	0.408 0.166	**0.680** **0.011**	**0.749** **0.003**	**0.978** **0.000**	-0.373 0.209	
Mg	0.479 0.097	0.525 0.066	0.120 0.697	0.473 0.102	**0.784** **0.002**	0.538 0.058	**0.680** **0.011**	**0.719** **0.006**	-0.462 0.112	**0.770** **0.002**
Mn	**0.645** **0.017**	0.507 0.077	0.397 0.180	-0.070 0.819	0.293 0.331	0.263 0.385	**0.562** **0.046**	**0.645** **0.017**	-0.009 0.977	**0.586** **0.035**
Na	-0.002 0.994	-0.233 0.443	0.260 0.391	-0.230 0.449	-0.301 0.318	0.237 0.435	-0.096 0.755	-0.128 0.677	**0.826** **0.000**	-0.159 0.605
Ni	**0.842** **0.000**	0.388 0.191	0.362 0.224	0.140 0.649	0.055 0.857	**0.787** **0.001**	0.550 0.052	**0.856** **0.000**	0.076 0.804	**0.849** **0.000**
P	0.259 0.392	-0.169 0.582	0.441 0.132	-0.086 0.780	-0.410 0.164	0.262 0.388	-0.248 0.413	-0.063 0.838	**0.784** **0.002**	-0.135 0.660
Pb	0.416 0.158	**0.629** **0.021**	-0.194 0.525	0.413 0.161	**0.687** **0.010**	0.351 0.239	**0.690** **0.009**	**0.632** **0.021**	**-0.733** **0.004**	**0.655** **0.015**
Sr	0.347 0.246	0.202 0.507	0.214 0.482	-0.261 0.389	0.089 0.773	0.099 0.749	0.444 0.129	0.498 0.083	-0.489 0.090	0.511 0.074
V	0.383 0.196	0.268 0.377	0.070 0.820	0.161 0.599	0.125 0.684	0.345 0.249	0.291 0.335	**0.588** **0.035**	-0.433 0.139	**0.702** **0.008**
Zn	0.172 0.575	0.260 0.391	0.190 0.534	**0.703** **0.007**	**0.860** **0.000**	0.520 0.068	0.435 0.137	0.354 0.235	-0.258 0.395	0.443 0.130

	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Sr	V	Zn
Mn	0.498 0.083	1							
Na	-0.204 0.504	-0.041 0.894	1						
Ni	0.551 0.051	0.547 0.053	0.165 0.590	1					
P	-0.309 0.305	0.378 0.203	0.455 0.118	0.233 0.443	1				
Pb	**0.683** **0.010**	0.196 0.521	**-0.569** **0.043**	0.302 0.317	**-0.602** **0.029**	1			
Sr	0.286 0.344	-0.040 0.897	-0.115 0.707	0.296 0.327	-0.483 0.094	0.358 0.229	1		
V	0.516 0.071	0.131 0.669	-0.216 0.478	**0.634** **0.020**	-0.344 0.250	0.402 0.173	0.517 0.070	1	
Zn	**0.831** **0.000**	0.186 0.543	0.005 0.987	0.232 0.446	-0.266 0.379	0.480 0.097	0.086 0.781	0.203 0.507	1

Nga të dhënat në Tabelën 2.9. vihet re se të gjitha vlerat e larta të koeficientëve të korrelacionit ($r > 0.5$) karakterizohen nga vlera të $p < 0.05$, që do të thotë se korrelacioni është real, pra statistikisht sinjifikativ.

Siç vihet re në Tabelën 2.9. elementi Li, një element tipik gjeogjenik, shfaq korrelacion me një numër të madh elementesh. Ai ka koeficientë shumë të mirë korrelacioni me elementet Fe, Al, Ni, Mg, Cu, V, Cr gjë që dëshmon për natyrën gjeogjene të këtyre elementeve, ndërsa koeficientët pak më të dobët të korrelacionit të Li me elementet Pb, As, Mn dëshmojnë për natyrën e dyfishtë të këtyre elementeve, gjeogjene dhe antropogjene. Elementet K dhe Na kanë koeficientë të lartë korrelacioni ndërmjet tyre, ç'ka mund të dëshmojë për origjinë të njëjtë të tyre në myshqe, e cila në pjesën më të madhe të stacioneve të monitoruar mund të lidhet me influencën detare. Edhe elementet K dhe P shfaqin korrelacion të lartë ndërmjet tyre, që lidhet me faktin se që të dy janë elemente esenciale për bimët. Korrelacion i lartë vihet re gjithashtu ndërmjet elementeve Zn dhe Cd, të cilët kanë natyrë kryesisht antropogjene, pasi nuk shfaqin fare korrelacion me elementet gjeogjene. Origjina antropogjene e tyre lidhet kryesisht me trafikun rrugor në përgjithësi, konkretisht me konsumimin e gomave të automjeteve, por edhe me djegien gomave, veçanërisht në furrat e gëlqeres. Koeficientë të konsiderueshëm korrelacioni vërehen ndërmjet elementeve Pb dhe Cu, Cd ç'ka dëshmon për origjinën antropogjene të tyre, e cila lidhet me trafikun rrugor, djegien e lëndëve djegëse të ndryshme apo me grumbullimin dhe përpunimin e mineraleve të Cu, ku Pb dhe Cd ndodhen në mineralet dytësore që i shoqërojnë ato.

2.4.6 Analiza statistikore multivariate

Për të identifikuar dhe karakterizuar burimet e mundëshme, gjeogjene apo antropogjene, të emitimit të elementeve të analizuar në mostrat e myshqeve, si dhe për të nxjerrë në pah zonat më të ndotura, u përdorën analiza statistikore multivariate: analiza e grupeve (cluster analysis-CA) dhe analiza faktoriale (factor analysis-FA). Për këtë qëllim u përdor programi kompjuterik Minitab.

2.4.6.1 Analiza e grupeve

Qëllimi i analizës së grupeve, në rastin e studimit tonë, është që të grupojë elementet e analizuar dhe stacionet e monitorimit në kategori, duke iu referuar shkallës së ngjashmërisë së tyre në lidhje me akumulimin e elementeve të analizuar. Rezultatet e kësaj analize ilustrohen në dendrogramat e paraqitura në Figurat 2.26. dhe 2.27.

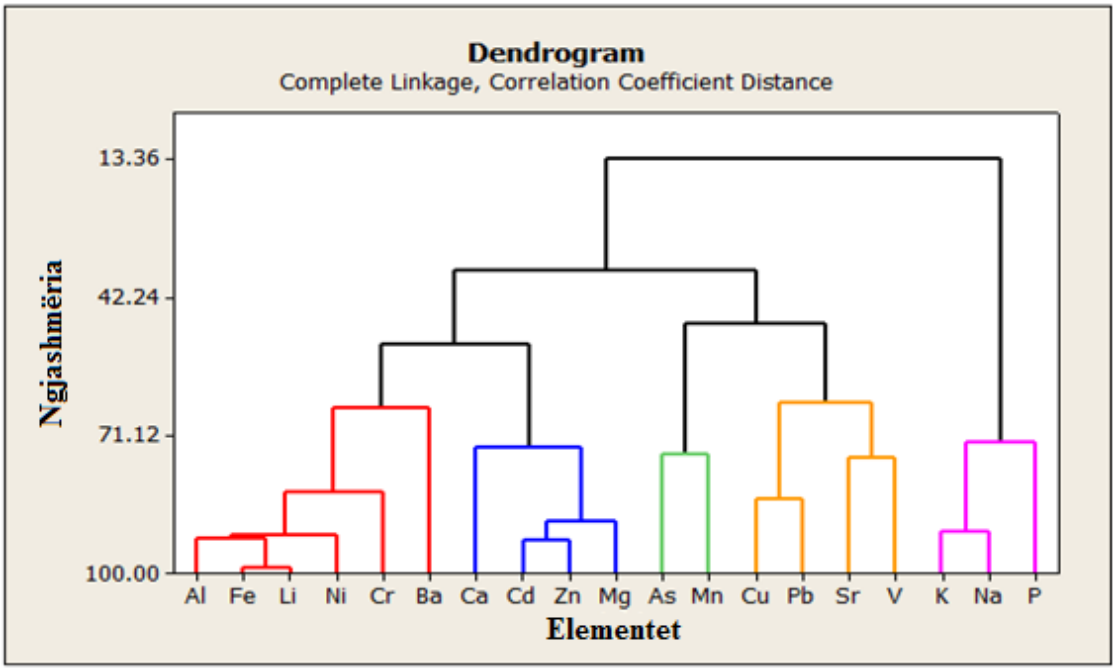


Figura 2.26. *Grupimi sipas ngjashmërisë i elementeve të analizuar.*

Bazuar në analizën e grupeve sipas ngjashmërisë, vihet re që elementet e analizuar janë ndarë në pesë grupe, të cilat paraqiten me ngjyra të ndryshme, Figura 2.26.

Grupi 1. Fe, Li, Al, Ni, Cr, Ba. Ky grup duket se ka natyrë gjeogjene dhe lidhet me depozitimin në myshqe të pluhurit lokal të tokës të ngrituar nga era. Megjithatë, fakti që të tëra këto elemente kanë përqendrime të larta në stacionet Alb-32 (Golem) dhe Alb-49

(Milot), tregon që këto elemente kanë origjinë edhe nga pluhuri i shkaktuar nga aktivitete të ndryshme antropogjene, si pluhuri i ngritur si rezultat i ndërtimeve masive në zonën e Golemit apo nga mineralet e depozituara si në portin e Durrësit ashtu dhe në Milot.

Grupi 2. Cd, Zn, Mg, Ca. Ky grup përbëhet nga elemente të cilat lidhen me procese antropogjene. Të tëra këto elemente kanë përqendrimet e tyre më të larta në stacionin Alb-51 (Krujë). Elementet Cd, Zn lidhen kryesisht me djegien e lëndëve të ndryshme në furrat e gëlqeres, si gomat e automjeteve, qymyrit, produkte dhe nënprodukte të naftës, plastika të ndryshme, etj, me djegien e lëndëve të ndryshme në fabrikën e çimentos, si dhe me trafikun rrugor në përgjithësi. Elementet Ca, Mg janë elemente gjeogjene, por që lidhen me procese antropogjene, konkretisht me pluhurin e ngritur nga era si rezultat i proceseve për marrjen e materialeve shkëmbore nga mali për shfrytëzim nga fabrikat e çimentos dhe furrat e gëlqeres, si dhe për t'u përpunuar e përdorur për qëllime ndërtimi.

Grupi 3. As, Mn. Këto elemente lidhen me depozitimet natyrore të grimcave të dheut në myshqe. As në disa raste ndodhet në përzierjen midis pesticideve me bazë arseniku të përdorura në tokat bujqësore dhe grimcave të dheut, ndërsa Mn ndodhet në tokë edhe si rezultat i lëshimit të tij nga bimët më të larta (Steinnes, 1995; Berg dhe Steinnes, 1997b).

Grupi 4. Cu, Pb, Sr, V. Elementet Cu dhe Pb shoqërohen bashkë në këtë grup dhe janë me origjinë kryesisht antropogjene. Të dy kanë vlera të larta në stacionet Alb-51 (Krujë) dhe Alb-49 (Milot). Ato e kanë origjinën nga depozitimet atmosferike si rezultat i shkarkimeve të tyre në ajër nga djegia e lëndëve djegëse të ndryshme në furrat e gëlqeres dhe fabrikën e çimentos, nga trafiku rrugor në përgjithësi ose nga grimcat e pluhurit të tokës në të cilat ato janë depozituar më parë dhe më pas depozitohen së bashku në myshqe. Gjithashtu, këto elemente shoqërohen edhe me procese antropogjene, të tilla si grumbullimi dhe përpunimi i mineraleve, konkretisht i mineraleve të bakrit, ku plumbi ndodhet në mineralet dytësore të tij. Elementet Sr dhe V shoqërohen më vete në këtë grup dhe ngjashmëria ndërmjet tyre është më e ulët. Kjo për faktin se ndryshe nga elementi Sr, i cili është me natyrë gjeogjene, elementi V ka origjinë të dyfishtë, gjeogjene dhe antropogjene. Edhe V, sikurse Cu dhe Pb, ka vlera të konsiderueshme në stacionet Alb-51 (Krujë) dhe Alb-49 (Milot), por edhe në stacionet Alb-31 (Manëz) dhe Alb-32 (Golem). Origjina antropogjene e V lidhet me djegien e lëndëve djegëse të ndryshme në furrat e gëlqeres dhe fabrikën e çimentos, me depozitimet e komponimeve të tij në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit, me prodhimin dhe përdorimin e plehrave fosfate që përmbajnë vanad, pluhurin e ngritur nga era që shkaktohet nga ndërtimet masive dhe nga aerosolet detare.

Grupi 5. K, Na, P. Këto janë elemente me natyrë natyore. Elementet K dhe Na kanë origjinë gjeogjene nga pluhurat lokalë të tokës, por edhe influencë detare, pasi dhe vlerat e tyre më të larta gjenden në stacionin Alb-32 (Golem). Elementet K dhe P përveç origjinës gjeogjene lidhen edhe me kapjen e tyre nga myshqet, pasi që të dy janë elemente esenciale për bimët. Ato kanë gjithashtu origjinë edhe nga bimësia e lartë, pra bimët pasi dekompozohen, elementet e tyre shpërndahen në tokë dhe bashkë me pluhurin ridepozitohen në myshe.

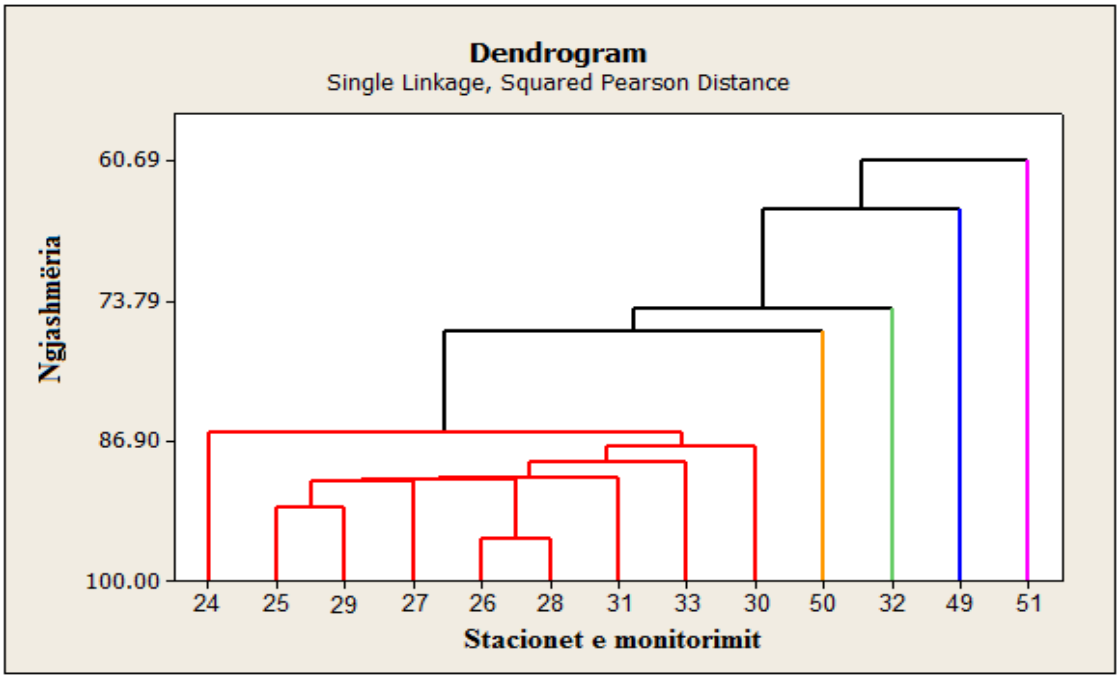


Figura 2.27. *Grupimi sipas ngjashmërisë i stacioneve të monitorimit.*

Bazuar në analizën e grupeve sipas ngjashmërisë vihet re që stacionet e monitorimit janë ndarë në pesë grupe, të cilat paraqiten me ngjyra të ndryshme, Figura 2.27.

Grupi 1. Alb-26 (Kopshti Botanik), Alb-28 (Lalm), Alb-25 (Karrec), Alb-29 (Ndroq), Alb-27 (Dajt), Alb-31 (Manëz), Alb-33 (Krrabë), Alb-30 (Shkafanë) dhe Alb-24 (Bërxullë). Në këtë grup përfshihet pjesa më e madhe e stacioneve të monitorimit. Karakteristikë e këtyre stacioneve është se shumica e tyre nuk shfaqin ndotje nga metalet e rënda në myshqet që janë analizuar, por edhe në rastet ku shfaqet ndotje, si në stacionin e Manzës dhe Krrabës, ajo është e lehtë në krahasim me stacionet e grupeve të tjera.

Grupi 2. Alb-50 (Lezhë). Stacioni i Lezhës ka ngjashmërinë më të afërt me grupin e parë. Kjo për faktin se edhe Lezha nuk rezulton shumë i ndotur. Ai shfaq ndotje kryesisht me elementet V dhe Fe, megjithatë origjina e tyre është natyrore nga pluhurat e tokës, e cila në atë zonë është e pasur me titan-magnetite me përmbajtje të lartë vanadi. Gjithashtu në Lezhë kalojnë dhe rrugë kryesore, që e lidhin atë me pjesën veriore dhe qendrore të vendit, duke reflektuar kështu edhe ndotjen me metale të rënda nga trafiku rrugor.

Grupi 3. Alb-32 (Golem). Golemi është një zonë e cila ka si karakteristikë ndërtimet masive që janë kryer dhe vazhdojnë të kryhen në të, procese të cilat krijojnë sasi të mëdha pluhuri. Gjithashtu në afërsi të kësaj zone gjendet edhe porti i Durrësit, ku në një sipërfaqe toke prej 100 hektarë ndodhen të depozituara mijëra ton minerale të ndryshme dhe qymyr, të cilat veçanërisht në mot me erë ngrenë në ajër re të zeza pluhuri [2,3]. Golemi dallon nga stacionet e tjera pasi ndodhet edhe nën influencën detare.

Grupi 4. Alb-49 (Milot). Miloti paraqitet si stacioni më i ndotur nga stacionet e monitoruar në këtë studim. Në Milot dikur ka ekzistuar një pikë për grumbullimin e mineraleve të ndryshme që vinin nga zona të ndryshme të vendit dhe që më pas shpërndaheshin në destinacione të ndryshme, si p.sh. në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit ku përpunoheshin për qëllime të ndryshme, si për nxjerrjen e bakrit, prodhimin e acidit sulfurik e plehrave fosfate, apo në portin e Durrësit për t'u eksportuar. Prandaj në këtë stacion vihen re vlera të larta të pjesës më të madhe të elementeve, të cilat lidhen me pluhurin e ngritur nga era të mineraleve të ndryshme të depozituara aty. Gjithashtu burim tjetër i metaleve të ndryshme në Milot janë edhe lëndët e ndryshme të depozituara në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit, si pasojë e proceseve të ndryshme që zhvilloheshin në të. Kur fryn erë, në zonën përreth ish Kombinatit përhapet re pluhuri, e cila sjell vështirësi në shikimin e banorëve, por edhe dëme të mëdha në shëndet dhe të mbjella [4,6,7,8,10]. Gjithashtu në Milot kalojnë rrugët kryesore që lidhin pjesën veriore dhe lindore të vendit me atë qendrore, kështu që në këtë stacion pasqyrohet edhe ndotja nga trafiku i lartë rrugor.

Figura 2.28. *Pamje nga ambjentet e ish Kombinatit kimiko-metalurgjik të Laçit.*

Grupi 5. Alb-51 (Krujë). Aktivitetet kryesore në këtë zonë janë fabrika e çimentos dhe furrat e gëlqeres. Këto aktivitete janë shkaktare për ndotjen e kësaj zone me metale të

rënda, si rezultat i proceseve të ndryshme që shoqërojnë ato, siç janë shpërthimet në mal për nxjerrjen e gurit gëlqeror dhe thërrmimi i këtyre materialeve, të cilat janë shfrytëzuar si nga fabrika e çimentos ashtu dhe nga furrat e gëlqeres; djegia e lëndëve djegëse të ndryshme në fabrikën e çimentos dhe procese të tjera që shoqërojnë prodhimin e çimentos, të cilat bëjnë që zona përreth të mbulohet jo vetëm me re të zeza tymi nga produktet e djegies por edhe me pluhur çimentoje; si dhe djegia e lëndëve djegëse dhe materialeve të ndryshme në furrat e gëlqeres [5,9].

(a) *(b)*

Figura 2.29. *Pamje të tymrave të çliruar nga djegia e lëndëve të ndryshme në furrat e gëlqeres në Krujë (a) dhe fabrika e çimentos në Fushë-Krujë (b).*

Figura 2.30. *Pamje të gërryerjes së malit dhe të guroreve në Krujë.*

2.4.6.2 Analiza faktoriale

Analiza faktoriale është një teknikë multivariate e cila redukton të dhënat në dimensionet e tyre më të ulëta duke përdorur faktor hapësinor ortogonal dhe transformime, të cilat japin parashikime dhe/ose faktorë, të cilët mund të jenë të dallueshëm. Pra, një avantazh i analizës faktoriale për grupe të mëdha të dhënash

mjedisore, është që zakonisht nevojitet vetëm një numër i vogël faktorësh për të paraqitur pjesën më të madhe të informacionit të të dhënave.

Rezultatet e analizës statistikore jepen në Tabelën 2.10. Të dhënat i janë nënshtruar rrotullimit ortogonal Varimax, i cili ka bërë të mundur thjeshtimin e interpretimit të rezultateve duke i grupuar ato në katër faktorë thelbësorë, që sipas kriterit Kaiser janë faktorët me vlera Eigen > 1, Figura 2.31. Këta faktorë shprehin 83.3 % të variancës totale.

Factor Analysis: Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, V, Zn
Principal Component Factor Analysis of the Correlation Matrix
Sorted Rotated Factor Loadings and Communalities
Varimax Rotation

Tabela 2.10. *Rezultatet e analizës faktoriale në mostrat e myshqeve.*

Elementet	Faktori 1	Faktori 2	Faktori 3	Faktori 4	Communality
Mn	**0.888**	0.077	0.227	0.039	0.848
As	**0.730**	0.206	-0.280	0.084	0.661
Al	**0.707**	**0.615**	0.191	0.016	0.915
Fe	**0.705**	**0.675**	-0.073	0.164	0.986
Cu	**0.662**	0.317	-0.175	0.315	0.669
Ni	0.431	**0.837**	0.262	0.082	0.961
V	0.030	**0.835**	-0.334	0.056	0.813
Li	**0.610**	**0.730**	-0.124	0.259	0.987
Cr	0.221	**0.672**	0.371	**0.479**	0.868
K	-0.197	-0.100	**0.915**	-0.180	0.917
P	0.142	-0.060	**0.874**	-0.206	0.829
Na	-0.152	0.043	**0.766**	-0.042	0.613
Pb	**0.426**	0.304	**-0.646**	**0.436**	0.881
Ba	0.267	0.170	**0.584**	0.190	0.477
Zn	0.169	0.112	-0.044	**0.943**	0.931
Ca	-0.185	0.184	-0.011	**0.856**	0.801
Cd	**0.390**	-0.115	-0.323	**0.827**	0.954
Mg	**0.487**	0.377	-0.234	**0.670**	0.882
Varianca	4.1516	3.7040	3.6411	3.4983	14.9949
% Var	0.231	0.206	0.202	0.194	0.833

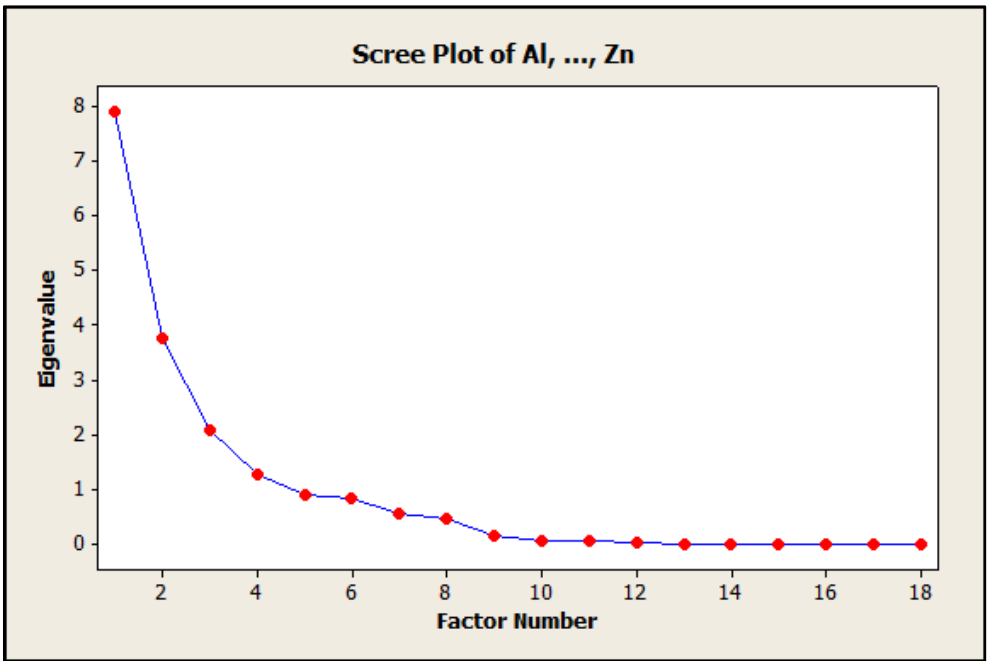
Faktori 1. Ky faktor ka vlera të larta të elementeve Mn, As, Al, Fe, Cu, Li, Mg, Pb, Cd dhe shpjegon 23.1 % të variancës totale. Prania e elementeve të tilla si Li dhe Al në këtë grup, si dhe vlerat e larta të të gjitha këtyre elementeve në stacionet Milot, Krujë, Lezhë, Golem dhe Manëz, tregojnë për natyrën mikse, gjeogjene dhe antropogjene, të këtij faktori. Megjithatë, origjina gjeogjene lidhet më tepër me pluhurin e krijuar nga aktivitete antropogjene se sa me pluhurin e ngritur nga era në mënyrë natyrore. Fakti që elementi Li vlerën e tij më të lartë nuk e ka në këtë faktor por në faktorin e dytë, tregon që ky faktor ka më tepër karakter antropogjen. Aktivitetet antropogjene me të cilat lidhen këto elemente janë: pluhuri i krijuar nga proceset për ndërtimet masive që janë kryer dhe vazhdojnë të kryhen në zonën e Golemit, pluhuri i ngritur nga punimi i tokave bujqësore, kryesisht në zonat e Manzës, Lezhës dhe Milotit si dhe pluhuri që shoqëron grumbullimin dhe proceset e përpunimit të mineraleve të ndryshme, grumbullimin e mbetjeve teknologjike dhe qymyrin në Milot, Laç dhe portin e Durrësit. Aktivitete të tjera antropogjene që shoqërohen me çlirimin në ajër të disa prej këtyre elementeve si Pb, Cu, Cd, As, janë djegia e lëndëve të ndryshme në fabrikën e çimentos dhe në furrat e gëlqeres në zonën e Krujës.

Faktori 2. Ky faktor ka vlera të larta të elementeve Ni, V, Li, Cr, Fe, Al dhe shpjegon 20.6 % të variancës totale. Edhe ky faktor ka origjinë të dyfishtë, gjeogjene dhe antropogjene, por ndryshe nga faktori i parë karakteri gjeogjen është pak më i theksuar për faktin se elementi Li ka vlerën e tij më të lartë në këtë faktor. Këto elemente kanë vlera të larta në stacionet Milot, Golem, Lezhë, Manëz dhe Krujë dhe lidhen me depozitimin në myshqe të pluhurave lokalë të tokës të ngritur nga era, por edhe të pluhurave të krijuar nga aktivitete antropogjene, si në zonën e Golemit nga ndërtimet masive apo në Manëz, Milot dhe Lezhë nga agrikultura. Gjithashtu, këto elemente kanë origjinë edhe nga pluhurat e ngritur nga mineralet e depozituara në portin e Durrësit dhe në Milot (Cr, Fe, Ni), nga mineralet dhe mbetjet teknologjike në ish Kombinatin kimiko-metalurgjik të Laçit (Fe, V), prodhimi i çimentos dhe djegia e lëndëve djegëse të ndryshme nga fabrika e çimentos dhe furrat e gëlqeres në zonën e Krujës (Cr, V).

Faktori 3. Ky faktor ka vlera të larta të elementeve K, P, Na, Pb, Ba dhe shpjegon 20.2 % të variancës totale. Elementet K, P, Na, Ba lidhen me kapjen normale të tyre nga bimët. Elementet P dhe K janë përbërësit kryesorë të lëndës ushqyese për bimët. Na dhe K dëshmojnë edhe për influencën detare, pasi dhe vlerat e tyre më të larta janë për të dy në Golem. Ndërsa, elementi Ba dëshmon për origjinën nga pluhurat e tokës ose lëshimin e tij nga bimët e larta. Ky faktor është një faktor tipik natyror. Këtë e mbështet edhe fakti që në këtë faktor elementi Pb ka vlerë të lartë negative, duke qenë se origjina e Pb në mjedis është kryesisht antropogjene.

Faktori 4. Ky faktor ka vlera të larta të elementeve Zn, Ca, Cd, Mg, Cr, Pb dhe shpjegon 19.4 % të variancës totale. Vlerat më të larta të këtyre elementeve (përveç Cr dhe Pb) ndodhen në stacionin e Krujës, megjithatë edhe elementet Cr, Pb kanë vlera të konsiderueshme në këtë stacion. Kjo dëshmon për origjinën antropogjene të këtyre elementeve. Proceset e nxjerrjes së materialeve nga mali për shfrytëzimin e tyre në fabrikën e çimentos apo në furrat e gëlqeres janë përgjegjëse për shkarkimin në ajër të

pluhurave me përmbajtje të lartë të elementeve Ca dhe Mg. Gjithashtu djegia e lëndëve djegëse të ndryshme në fabrikën e çimentos dhe në furrat e gëlqeres janë përgjegjëse për shkarkimin në ajër të elementeve Pb, Zn, Cd. Edhe proceset e prodhimit të çimentos shoqërohen me çlirimin në ajër të pluhurave të çimentos me përmbajtje të elementeve Ca, Mg, Cr.



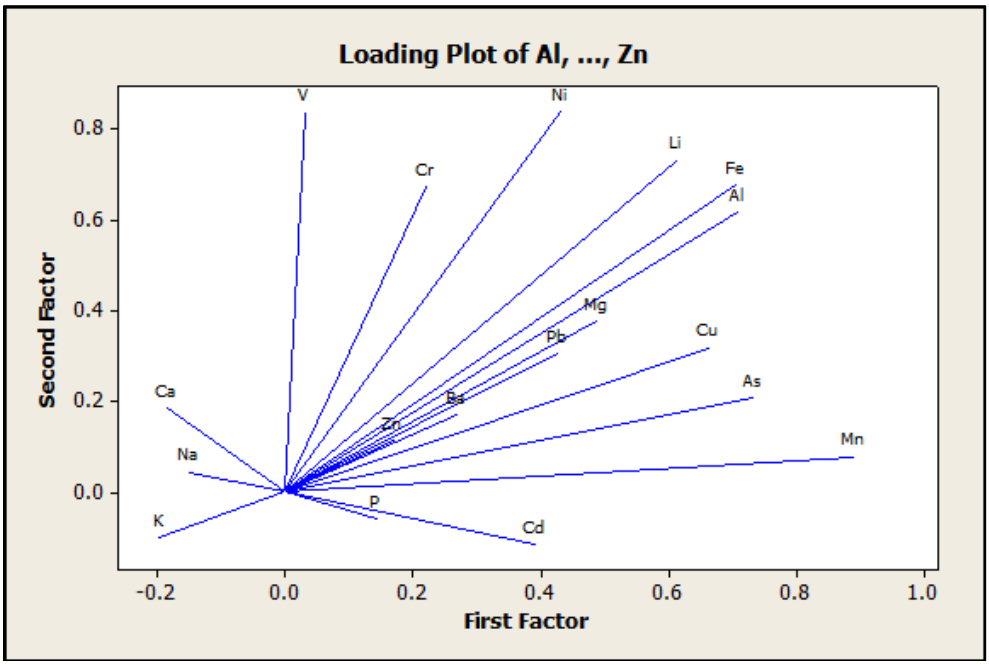


Figura 2.31. *Grafikët Scree plot dhe Loading plot të elementeve.*

2.5 Përfundime

Në këtë studim u krye vlerësimi i cilësisë së ajrit të zonës Tiranë-Durrës-Elbasan duke përdorur myshqet si biomonitorë. Teknika e përdorur në këtë rast është ajo e biomonitorimit pasiv, pra duke përdorur myshqe autoktone të cilat rriten në mënyrë natyrore në zonat që studiohen.

Vihet re që radha e akumulimit të elementeve në mostrat e myshqeve është: Cd < As < Li < Pb < Cr < Ni < Cu < V< Sr < Ba < Zn < Na < Mn < P < Al < Fe < Mg < K < Ca. Për elementet Sr, Ca, Mg vihet re që shkalla e ndryshimit si raport i vlerave max/min të përqendrimit të tyre është më i vogël se sa i elementeve të tjerë, gjë që tregon se ata janë elemente tipike të përbërjes së kores së tokës. Për elementet Zn, V, As, Fe, Cd raporti max/min i vlerave të përqendrimeve të tyre është i lartë, që tregon se ata kanë origjinë të dyfishtë, natyrore dhe antropogjene.

Bazuar në vlerat e faktorit të ndotjes, vihet re që mostrat e myshqeve të zonës që studiohet nuk janë seriozisht të ndotura nga elementet që janë analizuar. Shkalla e ndotjes konsiderohet mesatare në lidhje me elementet Al, As, Cd, Cr, Fe, Li, Mn, Ni, Zn. Vetëm për elementin V shkalla e ndotjes konsiderohet e rëndë në Lezhë, por përsëri vlera e faktorit të ndotjes është afër kufirit të poshtëm të intervalit, pra afër kufirit të ndotjes mesatare.

Stacionet të cilat dallojnë për sa i përket akumulimit të metaleve të rënda janë Miloti, Golemi dhe Kruja. Miloti paraqitet si stacioni më i ndotur nga stacionet e monitoruar në këtë studim. Në Milot dikur ka ekzistuar një pikë për grumbullimin e mineraleve të ndryshme që vinin nga zona të ndryshme të vendit dhe që më pas shpërndaheshin në destinacione të ndryshme. Në afërsi të tij ndodhet dhe ish Kombinati kimiko-metalurgjik i Laçit, ku dikur kanë kryer aktivitet një sërë uzinash, të cilat jo vetëm gjatë periudhës së funksionimit të tyre, por edhe pas ndërprerjes së aktiviteteve vazhdojnë të ndotin ambjentin përreth, pasi në ambjentet e tij ndodhen ende të grumbulluara materiale të ndryshme që përmbajnë metale të rënda. Gjithashtu në Milot kalojnë rrugët nacionale që lidhin pjesën veriore dhe lindore të vendit me atë qendrore, duke pasqyruar ndotjen e ajrit nga trafiku rrugor. Golemi është një zonë e cila ka si karakteristikë ndërtimet masive që janë kryer dhe vazhdojnë të kryhen në të. Në afërsi të Golemit gjendet edhe porti i Durrësit, ku në një sipërfaqe prej 100 hektarë ndodhen të depozituara qindra ton minerale dhe qymyr, të cilat në mot me erë ngrenë në ajër re të zeza pluhuri. Gjithashtu në Golem kalon rruga nacionale, duke pasqyruar ndotjen e ajrit nga trafiku rrugor. Golemi ndodhet edhe nën influencën detare. Aktivitetet kryesore në Krujë janë furrat e gëlqeres dhe fabrika e çimentos në afërsi të saj. Këto aktivitete janë shkaktare për ndotjen e kësaj zone me metale të rënda si rezultat i proceseve të ndryshme që shoqërojnë ato, si marrja e materialeve shkëmbore nga mali dhe djegia e lëndëve djegëse të ndryshme, procese që shoqërohen me çlirimin në ajër të pluhurave dhe tymrave me përmbajtje metalesh të rënda.

Megjithatë, rezultatet e përftuara tregojnë që zona në studim është më e pastër në krahasim me vende të tjera të Ballkanit, si Kroacia Maqedonia, Serbia e Rumania.

Si përfundim mund të themi se metoda pasive e studimit të cilësisë së ajrit duke përdorur myshqet si bioimonitorë rezulton një metodë efikase monitorimi dhe me kosto të ulët.

KAPITULLI III

VLERËSIMI I CILËSISË SË AJRIT TË ZONËS URBANE TË QYTETIT TË TIRANËS DUKE PËRDORUR METODËN E BIOMONITORIMIT AKTIV "MOSS BAG"

3.1 Qëllimi i studimit

Ajri urban ndikohet nga futja në të e sasive të mëdha ndotësish antropogjenë, të prodhuar si nga burime të palëvizshme (termocentralet, industritë dhe ngrohja e banesave) ashtu dhe nga burime të lëvizshme që lidhen me trafikun. Elementet gjurmë shpërndahen gjerësisht në mjedis dhe ndërveprimet e tyre me komponentë të ndryshëm natyrorë rezultojnë në efekte toksike për biosferën.

Tirana është konsideruar si qyteti më i ndotur në vend përsa i përket vlerave të cilësisë së komponentëve të ajrit, ç'ka përbën një problem shqetësues për shëndetin e qytetarëve. Shkaktarët kryesorë të ndotjes së ajrit janë automjetet e vjetëruara, trafiku i automjeteve, cilësia e naftës, ndërtimet të cilat nuk zbatojnë kriteret për të evituar ndotjen apo djegia pa kriter e mbeturinave të ndryshme, Figura 3.1.

Në këtë studim kryhet vlerësimi i cilësisë së ajrit të zonës urbane të qytetit të Tiranës duke përdorur myshqet si biomonitorë. Duke qenë se në zonat urbane myshqet janë të rralla ose mungojnë, teknika e përdorur në këtë rast është ajo e biomonitorimit aktiv ″moss bag″ (çantat e myshqeve). Pra, mblidhet një sasi e caktuar myshku në një zonë të pastër, me influencë minimale të ndotjeve dhe më pas ekspozohet në pika të caktuara të qytetit për një periudhë të caktuar kohe. Më pas këto mostra analizohen së bashku me mostrën e myshkut të paekspozuar, për të parë nivelin e akumulimit të metaleve në to.

Qëllimi i këtij studimi është vlerësimi i nivelit të ndotjes së ajrit të zonës urbane të qytetit të Tiranës nga metalet e rënda, identifikimi i zonave më të ndotura dhe përcaktimi i burimeve të ndryshme të ndotjes.

Figura 3.1. *Pamje të ndotjes së ajrit të Tiranës nga faktorë të ndryshëm.*

3.2 Materiale dhe metoda

3.2.1 Marrja e myshqeve, pregatitja dhe trajtimi i çantave të myshqeve

Në studimin e cilësisë së ajrit me metodën e biomonitorimit aktiv "moss bag", u përdor myshku *Pseudoscleropodium purum*, i cili u mblodh në një zonë rurale të Llogarasë (N: 40° 12' 31.1"; E: 19° 35'06.7"), të izoluar nga qendrat urbane dhe industriale, me influencë minimale të ndotjeve nga metalet e rënda. Marrja e mostrës së myshkut u krye duke zbatuar të njëjtat kritere siç shpjegohet në Kapitullin II. Më pas mostra u pastrua në laborator nga materialet e huaja (dhera, barishte, gjethe, pluhuri, etj.) dhe u pregatit për ekspozim në këtë mënyrë: nga mostra fillestare e myshkut u mor një sasi e caktuar myshku e cila u vendos sipër një sfungjeri, u mbështoll me një qese najloni dhe sëbashku u vendosën në një kuti plastike me përmasa 200×120×80 cm, Figura 3.2. U pregatitën në këtë mënyrë shtatë çanta me myshqe, të cilat u vendosën në ballkonet e kateve të para, rreth 2 m mbi sipërfaqen e tokës. Një pjesë e myshkut u ruajt në qese prej letre dhe u analizua së bashku me mostrat pas ekspozimit, me qëllim përcaktimin e përqendrimit të metaleve përpara ekspozimit.

Figura 3.2. *Pregatitja dhe ekspozimi i çantave të myshqeve (moss bag).*

Studimi u krye në shtatë stacione monitorimi, në zonën urbane të qytetit të Tiranës, ku çantat myshqeve u ekspozuan për një periudhë rreth gjashtë mujore, Tetor 2010-Mars 2011. Mostrat e myshkut i'u nënshtruan ekspozimit të thatë, duke lagur me ujë të distiluar vetëm sfungjerin mbi të cilin ndodheshin mostrat e myshkut, në një frekuencë kohore prej 15-20 ditësh. Në Figurën 3.3. jepet paraqitja në hartë e stacioneve të monitorimit, ndërsa në Tabelën 3.1. jepet vendndodhja e stacioneve të monitorimit.

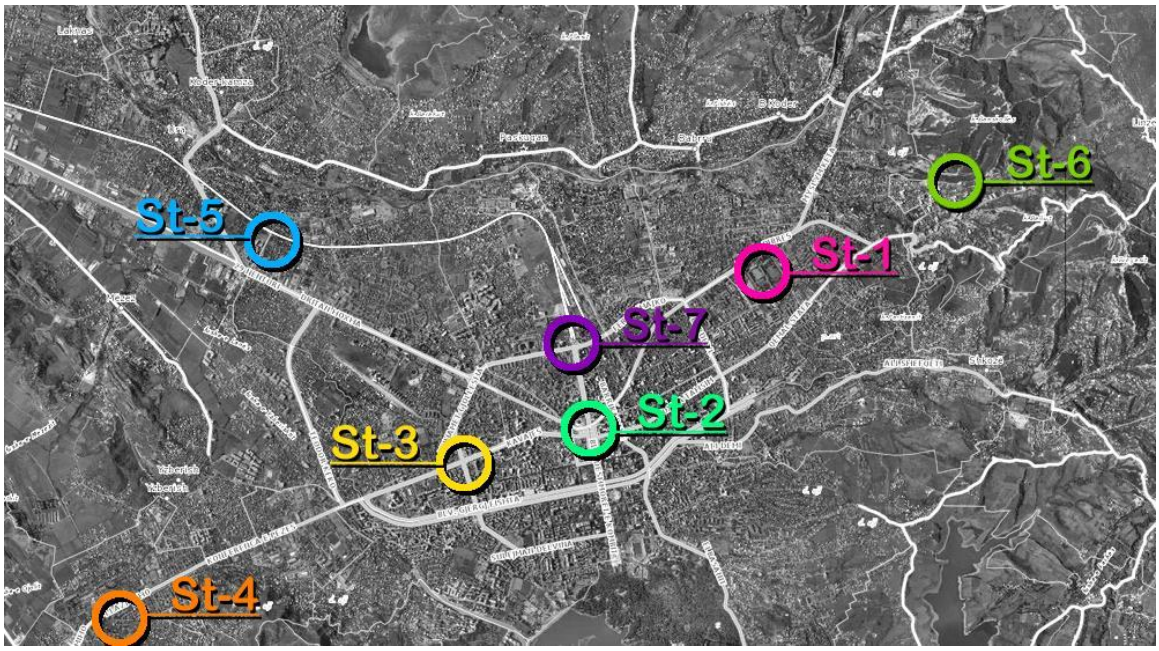


Figura 3.3. *Paraqitja në hartë e stacioneve të monitorimit në zonën urbane të qytetit të Tiranës.*

Tabela 3.1. *Vendndodhja e stacioneve të monitorimit në zonën urbane të qytetit të Tiranës.*

Numri i stacionit	St–1	St–2	St–3	St–4	St–5	St–6	St–7
Vendndodhja e stacionit	Spitali "Nënë Tereza"	Qendër	21 Dhjetori	Kombinat	Laprakë	Stacioni i teleferikut Dajt	Stacioni i trenit

3.2.2 Përcaktimi i metaleve të rënda pas ekspozimit të myshqeve

Pas ekspozimit mostrat e myshqeve, së bashku me mostrën e paekspozuar, u homogjenizuan deri në trajtë pluhuri dhe më pas u realizua disgregimi i njomë i tyre. Afërsisht 0.5 g prej secilës mostër u kalua për disgregim në tuba gjysëmpresioni Tefloni ku u shtua 10 ml HNO_3 (9:1). Mostrat u lanë fillimisht 48 orë në temperaturën e dhomës, më pas u nxehën deri në 80-90°C për tre orë, e më pas në 200° për një orë. Pasi enët u ftohën, materiali i tretur u transferua në mënyrë sasiore në balona të taruar 25 ml, të cilët u çuan deri në shenjë me ujë të dejonizuar.

Të gjitha elementet e marra në studim u përcaktuan në ***laboratorin e analizave instrumentale pranë Fakultetit të Shkencave të Natyrës, Universiteti i Tiranës***. Metalet e rënda të tilla si Cu, Pb, Cd, Mn, u përcaktuan me metodën e absorbimit atomik me furrë grafiti (SAAFG) të pajisur me sistemin elektrotermik duke përdorur novAA400, Analitik Jena. Elementet Zn dhe Fe u përcaktuan me metodën e absorbimit atomik me flakë (SAAF) në aparatin Varian 10+, ndërsa elementet K dhe Na u përcaktuan me metodën e emisionit atomik (SEAF) në aparatin e absorbimit atomik Varian 10 +.

3.3 Rezultate dhe diskutime

Në Tabelën 3.2. jepen rezultatet e përftuara nga analiza kimike e mostrës së myshkut të paekspozuar, pra vlerat e sfondit, ndërsa në Tabelën 3.3. jepen rezultatet e analizës së mostrave të myshqeve pas ekspozimit të tyre në shtatë stacionet e monitorimit, në zonën urbane të qytetit të Tiranës. Janë përcaktuar gjashtë metale të rënda (Zn, Fe, Mn, Cu, Cd, Pb) dhe dy elemente kryesore (K, Na).

Tabela 3.2. *Përqendrimi i metaleve në mostrën e myshkut të paekspozuar (mg/kg, peshë e thatë).*

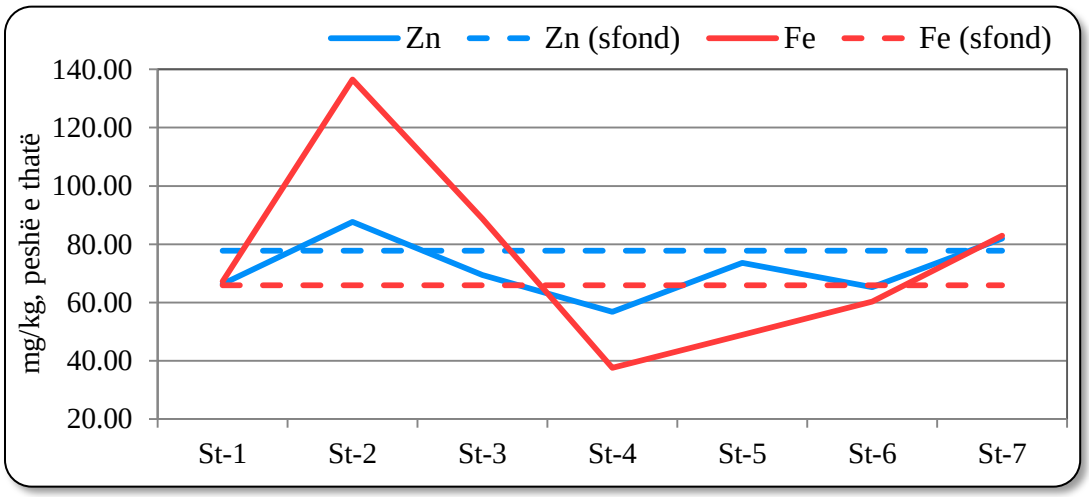
	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd	Pb	K	Na
Pseudoscleropodium purum	77.7	65.9	11.6	1.61	0.15	0.03	635	388

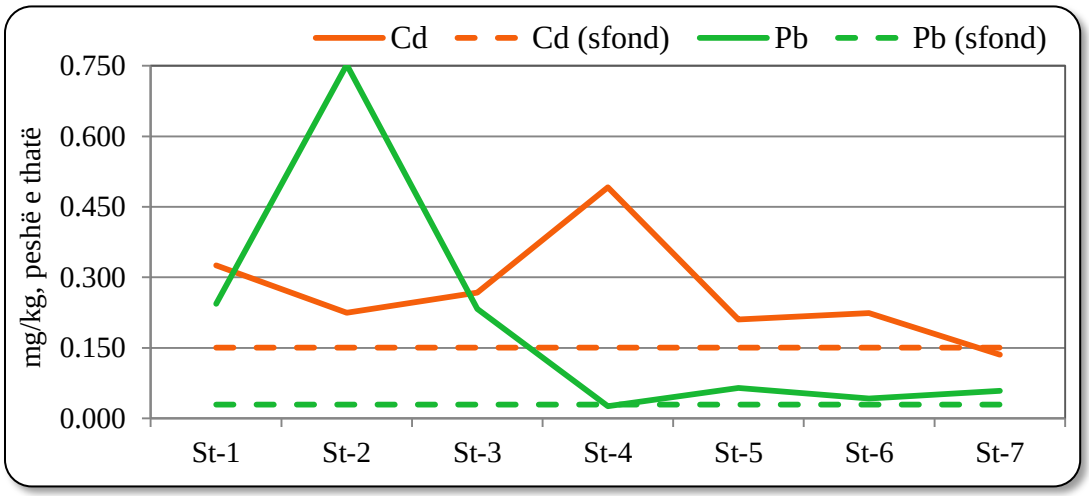
Tabela 3.3. *Përqendrimi i metaleve në mostrat e myshkut të ekspozuara në zonën urbane të qytetit të Tiranës (mg/kg, peshë e thatë).*

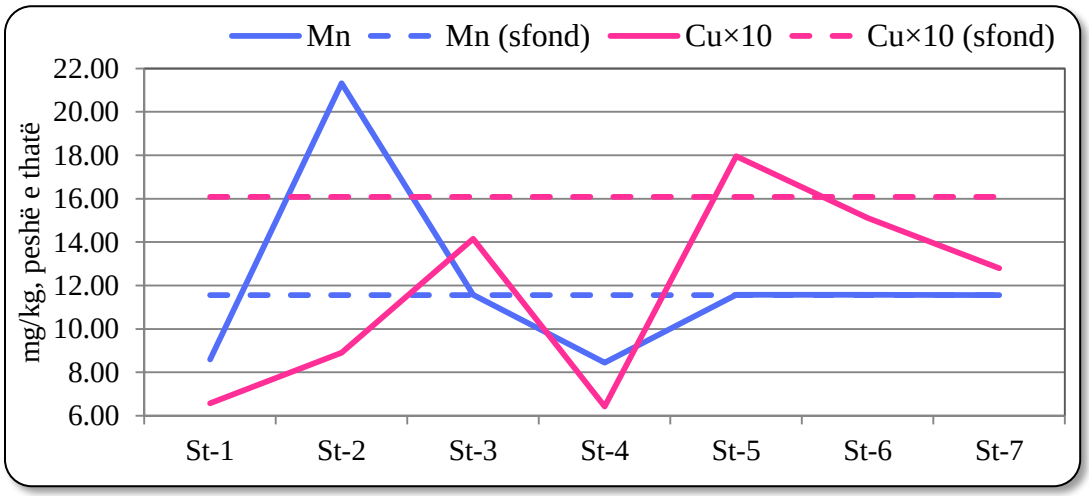
	Pseudoscleropodium purum							
	Zn	**Fe**	**Mn**	**Cu**	**Cd**	**Pb**	**K**	**Na**
St–1	66.4	67.2	8.60	0.66	0.33	0.24	733	498
St–2	87.7	136.5	21.3	0.89	0.22	0.75	668	660
St–3	69.4	88.7	11.6	1.41	0.27	0.23	647	427
St–4	56.7	37.5	8.44	0.64	0.49	0.03	713	428
St–5	73.5	48.9	11.6	1.80	0.21	0.06	626	450
St–6	65.2	60.3	11.6	1.51	0.22	0.04	563	443
St–7	81.9	83.0	11.6	1.28	0.14	0.06	521	366

Në Figurën 3.4. pasqyrohen në mënyrë grafike përqendrimet e elementeve të analizuar në mostrat e myshqeve sipas stacioneve të monitorimit, sëbashku me vlerat e sfondit, pra përqendrimet e elementeve në myshkun e paekspozuar, për të parë akumulimin e ndryshëm të elementeve në mostrat e myshqeve pas ekspozimit. Nga grafikët e paraqitur vihet re se të tëra myshqet e ekspozuara jo vetëm kanë akumuluar elemente por në disa raste edhe i kanë lëshuar ato. Ky është një fenomen që njihet në literaturë. Është treguar eksperimentalisht (Couto et al. 2004; Čeburnis & Valiulis 1999) se elementet Pb dhe Fe nuk ndikohen shumë nga procesi i lëshimt, ndërsa për elemente si Cd, Cu, Zn lëshimi është një problem i rëndësishëm dhe për Mn ky proces është dominant.

Në pamje të parë dallohet nga të tjerët stacioni St-2 (Qendër), i cili shfaq akumulim për të tëra elementet, përveç elementit Cu. Më pas vijnë stacionet St-1 (Spitali "Nënë Tereza") dhe St-3 (21 Dhjetori), të cilat kanë akumuluar pesë elemente, pasuar nga stacioni St-5 (Laprakë) me katër elemente e më pas stacionet e tjera me nga tre elemente. Gjithashtu, në pamje të parë vihet re se elementet që janë akumuluar në shumicën e stacioneve të monitorimit janë kryesisht elementet Cd, Pb dhe Na në gjashtë stacione, pasuar nga elementet Fe dhe K në katër stacione. Ndërsa elementet që kryesisht janë lëshuar nga myshqet janë Zn dhe Cu. Elementi Mn në katër prej stacioneve pothuajse nuk shfaq fare akumulim.


Zn
Zn (sfond)
Fe
Fe (sfond)
mg/kg, peshë e thatë
140.00
120.00
100.00
80.00
60.00
40.00
20.00
St-1
St-2
St-3
St-4
St-5
St-6
St-7


Cd
Cd (sfond)
Pb
Pb (sfond)
mg/kg, peshë e thatë
0.750
0.600
0.450
0.300
0.150
0.000
St-1
St-2
St-3
St-4
St-5
St-6
St-7


Mn
Mn (sfond)
Cu×10
Cu×10 (sfond)
mg/kg, peshë e thatë
22.00
20.00
18.00
16.00
14.00
12.00
10.00
8.00
6.00
St-1
St-2
St-3
St-4
St-5
St-6
St-7

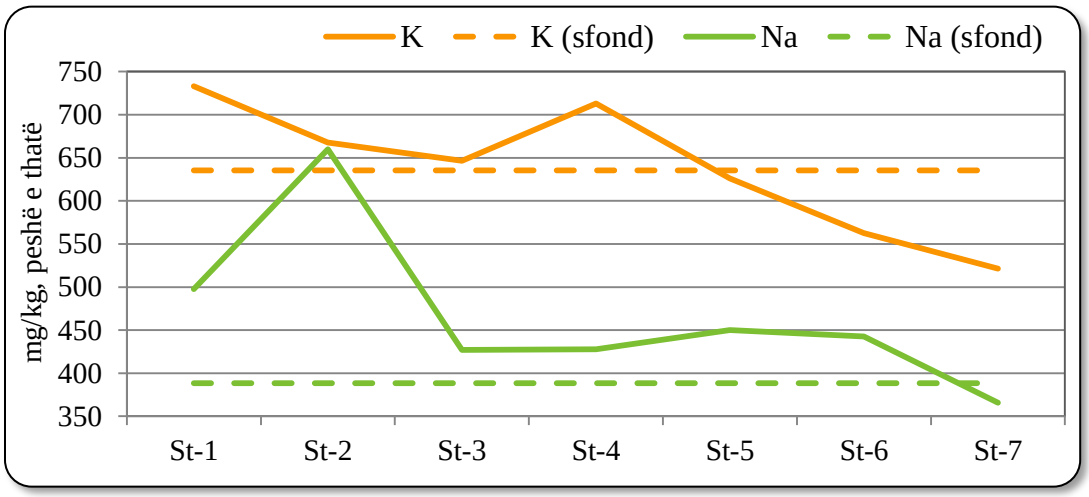


Figura 3.4. *Paraqitja grafike e përqendrimeve të elementeve sipas stacioneve të monitorimit (vlerat e sfondit dhe vlerat pas ekspozimit).*

3.3.1 Përpunimi statistikor i të dhënave

Me rezultatet e përftuara nga analiza kimike e mostrave të myshqeve pas ekspozimit, u krye përpunimi statistikor i tyre, Statistikë Deskriptive. Rezultatet e marra jepen në Tabelën 3.4. dhe ilustrohen në Figurën 3.5., në të cilën paraqitet trendi i shpërndarjes së elementeve sipas rendit rritës të vlerave të mesatareve të përqendrimeve të tyre.

Tabela 3.4. *Rezultatet e përpunimit statistikor Statistikë Deskriptive të përqendrimit të elementeve të përftuara nga analiza kimike e myshqeve të ekspozuara në Tiranë (mg/kg, peshë e thatë).*

	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd	Pb	Na
Sfondi	77.7	65.9	11.6	1.61	0.15	0.03	388
Mesatarja	71.55	74.6	12.09	1.17	0.27	0.20	467
Mediana	69.38	67.2	11.56	1.28	0.22	0.06	443
Minimumi	56.75	37.5	8.44	0.64	0.14	0.03	366
Maksimumi	87.70	136.5	21.32	1.80	0.49	0.75	660

Nga grafiku në Figurën 3.5. ku paraqitet trendi i shpërndarjes së elementeve sipas rendit rritës të vlerave mesatareve të përqendrimeve të tyre, vihet re që përmbajtja e

elementeve në mostrat e myshqeve pas ekspozimit ndjek trendin: Pb < Cd < Cu < Mn < Zn < Fe < Na < K.

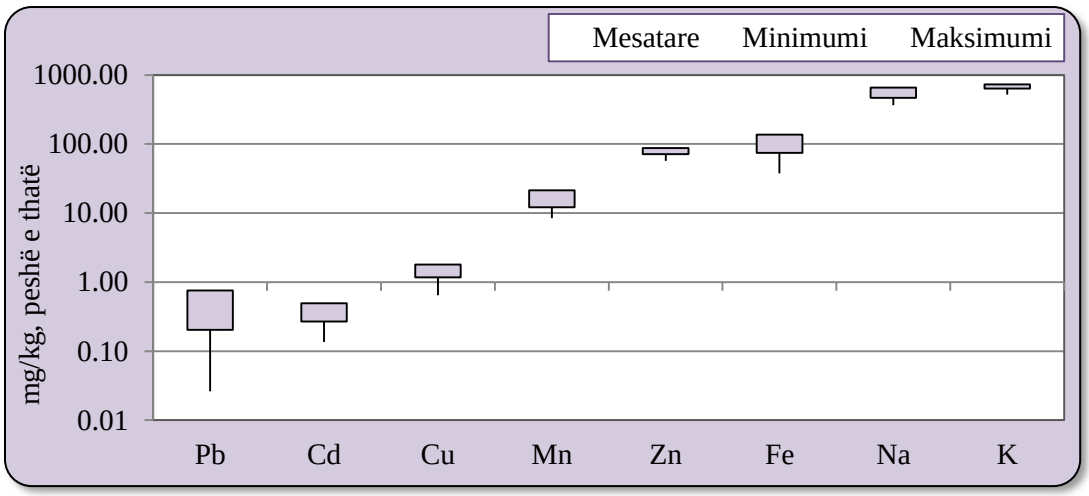


Figura 3.5. *Trendi i shpërndarjes së përqendrimit të elementëve në mostrat e myshqeve*.

Në Tabelën 3.5. paraqiten vlerat e raportit maksimum/minimum të përqendrimeve të elementeve në mostrat e myshqeve pas ekspozimit. Nga të tërë elementet dallohet elementi Pb. Vihet re që raporti për elementin Pb, i cili shpreh intervalin e akumulimit të tij, është shumë më i lartë sesa i elementeve të tjerë, ç'ka tregon për akumulim të lartë të tij në myshqe. Ndërsa elementi K ka raportin më të vogël, ç'ka lidhet me faktin se K është element esencial për bimët, prandaj dhe është absorbuar pothuajse njëlloj në të tëra mostrat e myshqeve. Akumulim të konsiderueshëm shfaqin edhe elementet Fe, Cd.

Tabela 3.5. *Vlerat e raportit maksimum/minimum të përqendrimeve të elementeve në mostrat e myshqeve pas ekspozimit.*

	K	Zn	Na	Mn	Cu	Cd	Fe	Pb
Maks/Min	1.41	1.55	1.80	2.53	2.79	3.63	3.64	28.79

3.3.2 Faktori i akumulimit

Për të vlerësuar shkallën e akumulimit të elementeve në mostrat e myshqeve pas ekspozimit u përcaktua faktori i akumulimit (AF) i cili njehsohet:

$$AF = \frac{C_M}{C_O}$$

C_M është përqendrimi i elementit në mostrën e myshkut pas ekspozimit dhe C_O është vlera e këtij elementi në myshkun e paekspozuar. Faktori i akumulimit (AF) pasqyron shkallën e ndotjes së një mostre nga një element i caktuar. Vlerat e faktorit të akumulimit ndahen në pesë kategori, duke përcaktuar kështu dhe shkallën e ndotjes (Fernández & Carballeira, 2001), të cilat pasqyrohen në Tabelën 3.6. ndërsa vlerat e faktorëve të akumulimit për secilin element në secilin stacion monitorimi jepen në Tabelën 3.7.

Tabela 3.6. *Kategorizimi i shkallës së ndotjes sipas vlerave të faktorëve të akumulimit.*

Vlera e Faktorit të Akumulimit (AF)	1<AF≤2	2<AF≤3.5	3.5<AF≤8	8<AF≤27	AF>27
Kategoria	A1	A2	A3	A4	A5
Shkalla e ndotjes	E dyshimtë	E lehtë	Mesatare	E rëndë	Ekstreme

Tabela 3.7. *Vlerat e faktorëtve të akumulimit (AF) për elementet e përcaktuar në myshqet e ekspozuara në zonën urbane të qytetit të Tiranës.*

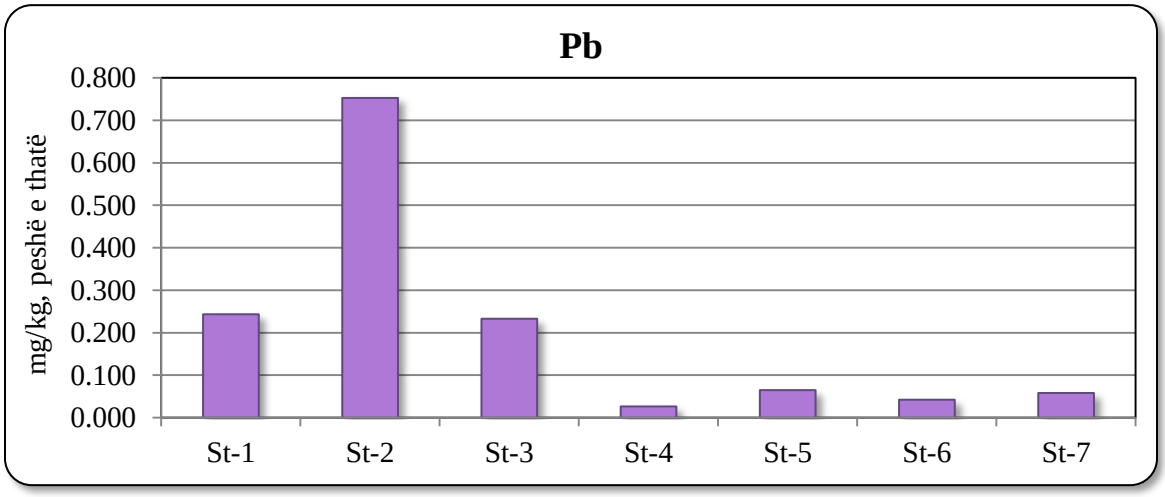
	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd	Pb	Na
St–1	0.85	1.02	0.74	0.41	2.17	8.40	1.28
St–2	1.13	2.07	1.84	0.55	1.50	25.95	1.70
St–3	0.89	1.35	1.00	0.88	1.79	8.03	1.10
St–4	0.73	0.57	0.73	0.40	3.28	0.90	1.10
St–5	0.95	0.74	1.00	1.12	1.40	2.24	1.16
St–6	0.84	0.91	1.00	0.94	1.49	1.46	1.14
St–7	1.05	1.26	1.00	0.80	0.90	2.01	0.94

Nga rezultatet e përftuara, të paraqitura në Tabelën 3.7., vihet re akumulim i metaleve të analizuar në mostrat e myshqeve në të tëra stacionet e monitorimit. Bazuar në vlerat e faktorëve të akumulimit, vihet re ndotje e dyshimtë nga metalet e rënda në stacionin St-1 (Spitali "Nënë Tereza") nga elementi Fe; në stacionin St-2 (Qendër) nga elementet Zn, Mn, Cd; në stacionin St-3 (21 Dhjetori) nga Fe, Cd; në stacionin St-5 (Laprakë) nga Cu, Cd; në stacionin St-6 (Stacioni i teleferikut Dajt) nga Cd, Pb dhe në

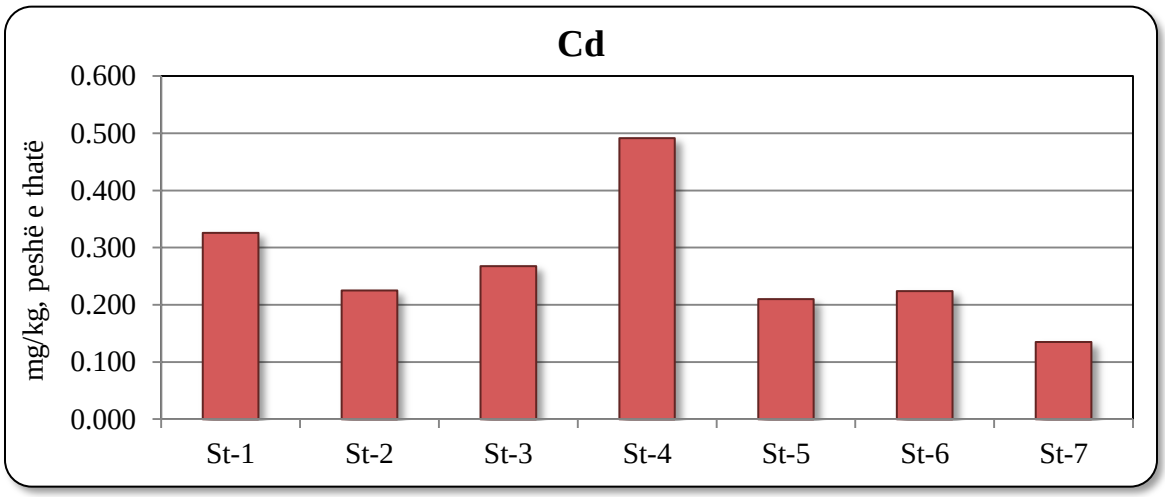
stacionin St-7 (Stacioni i trenit) nga elementet Zn, Fe. Ndotje e lehtë paraqitet në stacionin St-1 (Spitali "Nënë Tereza") nga elementi Cd; në stacionin St-2 (Qendër) nga Fe; në stacionin St-4 (Kombinat) nga Cd dhe në stacionet St-5 (Laprakë) dhe St-7 (Stacioni i trenit) nga elementi Pb. Ndotje e rëndë vihet re vetëm për elementin Pb në stacionet St-1 (Spitali "Nënë Tereza"), St-3 (Qendër) dhe St-3 (21 Dhjetori), por në stacionin St-3 (Qendër) ndotja nga elementi Pb është shumë afër kufirit të sipërm të intervalit, pra në kufi me ndotjen ekstreme.

Siç vihet re elementi Pb është elementi i akumuluar në sasinë më të madhe në krahasim me elementet e tjera, në të tëra stacionet e monitorimit. Edhe elementi Cd, ndonëse në sasi më të ulët, është akumuluar gjithashtu në të tëra stacionet e monitorimit. Pra, ndotja e ajrit urban reflektohet më tepër nga elementet Pb dhe Cd.

Në grafikët e Figurës 3.6. (a,b) paraqiten vlerat e përqendrimeve të elementeve Pb dhe Cd në mostrat e myshqeve pas ekspozimit tyre, sipas stacioneve të monitorimit. Vihet re që përqendrimet e elementit Pb variojnë dukshëm nëpër stacione dhe vlera më e lartë e akumulimit shfaqet në stacionin St-2 (Qendër). Vlera të konsiderueshme të akumulimit kanë më pas edhe stacionet St-1 (Spitali "Nënë Tereza") dhe St-3 (21 Dhjetori). Origjina e elementit Pb në zonat urbane lidhet kryesisht me djegien karburantit dhe të vajit nga motorat e automjeteve dhe me konsumimin e frenave të tyre [1]. Elementi Pb akumulimin më të lartë e ka pikërisht në stacionet të cilat paraqiten me trafik të rënduar, duke pasqyruar në këtë mënyrë ndotjen e ajrit urban nga trafiku rrugor. Edhe elementi Cd, ndonëse në sasi më të ulët, është akumuluar në të tëra stacionet e monitorimit. Në zonat urbane Cd e ka origjinën nga konsumimi i gomave dhe djegia e vajit nga motorat e automjeteve dhe djegia e mbeturinave urbane [1]. Vlerën më të lartë të akumulimit Cd e ka në stacionin St-4 (Kombinat).



(a)



(b)

Figura 3.6. *Vlerat e përqendrimeve të elementeve Pb (a) dhe Cd (b) në mostrat e myshqeve pas ekspozimit tyre, sipas stacioneve të monitorimit.*

Në grafikun e Figurës 3.7. jepet paraqitja grafike e akumulimit të elementeve të analizuar në secilin stacion monitorimi. Duket qartë që stacioni në të cilin janë akumuluar më shumë elementet është St - 2 (Qendër), duke pasqyruar më tepër ndotjen e ajrit urban nga metalet e rënda.

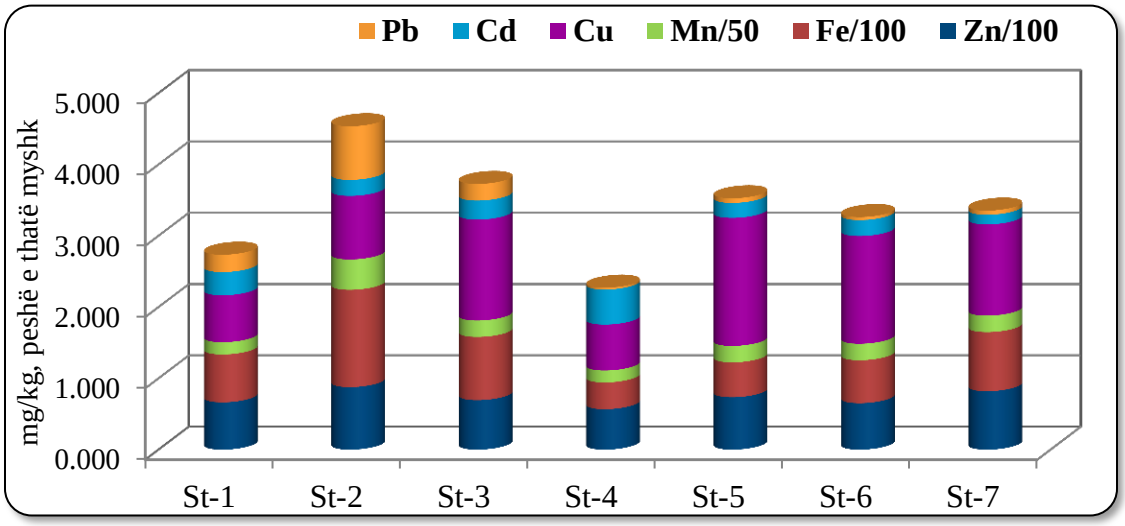


Figura 3.7. *Akumulimi i elementeve sipas stacioneve të monitorimit.*

3.3.3 Analiza e korrelacionit

Me qëllim shqyrtimin e korrelacionit ndërmjet elementeve të analizuar në mostrat e myshqeve pas ekspozimit, rezultatet e analizës kimike i nënshtrohen përpunimit

statistikor duke testuar linearitetin e koeficientit Pearson (r). Sinjifikanca e korrelacionit i atribuohet vlerave të $p < 0.05$. Rezultatet e analizës statistikore janë paraqitur në Tabelën 3.8. ku jepen koeficientët e korrelacionit Pearson (r) dhe vlerat−p.

Tabela 3.8. *Koeficientët e korrelacionit Pearson (r) dhe vlerat e sinjifikancës (p) ndërmjet përqendrimeve të elementeve të analizuar në mostrat e myshqeve.*

	Zn	Fe	Mn	Cu	Cd	Pb
Fe	**0.817** **0.025**					
Mn	**0.804** **0.029**	0.877 0.009				
Cu	0.200 0.668	-0.121 0.797	0.038 0.935			
Cd	**-0.766** **0.045**	-0.464 0.294	-0.437 0.327	-0.658 0.108		
Pb	0.641 0.121	**0.895** **0.007**	**0.864** **0.012**	-0.333 0.466	-0.150 0.748	
Na	0.457 0.303	0.685 0.090	**0.790** **0.035**	-0.354 0.436	0.003 0.995	**0.923** **0.003**

Nga rezultatet e analizës së korrelacionit vihen re koeficientë të lartë korrelacioni ndërmjet elementeve Fe, Na me elementet Pb, Mn, Zn. Elementet Fe dhe Na kanë origjinë litogjenike, Fe është përbërës kryesor i kores së tokës. Korrelimi i këtyre elementeve me Fe dhe Na tregon se elementet Pb, Mn, Zn kanë origjinë nga pluhurat e tokës ose lidhen me depozitimin në myshqe të pluhurit të tokës në të cilin janë shkarkuar më parë këto elemente si rezultat i aktiviteteve të ndryshme antropogjene. Korrelimi ndërmjet elementeve Pb, Mn, Zn konfirmon origjinën antropogjene të tyre, e cila lidhet me djegien e karburantit dhe të vajit nga motorat e automjeteve, përdorimin e frenave dhe konsumimin e gomave të tyre, pra me trafikun rrugor. Ndërmjet elementeve Zn, Cd vihet re korrelacion negativ, i cili mund të lidhet me procese të zëvendësimit të tyre në myshqe (Bates 2000).

3.3.4 Analiza statistikore multivariate

Nëpërmjet programit kompjuterik Minitab u kryen analiza statistikore multivariate të të dhënave: analiza e grupeve (cluster analysis-CA) dhe analiza faktoriale (factor analysis-FA), me qëllim identifikimin dhe karakterizimin e burimeve të ndryshme të ndotjes, si dhe për nxjerrjen në pah të zonave më të ndotura.

3.3.4.1 Analiza e grupeve

Me qëllim grupimin e elementeve të analizuar dhe stacionet e monitorimit, kryhet analiza e grupeve, e cila duke iu referuar shkallës së ngjashmërisë së tyre në lidhje me akumulimin e elementeve të analizuar i grupon ato në kategori të veçanta. Rezultatet e kësaj analize statistikore ilustrohen në dendrogramat e paraqitura në Figurat 3.8. dhe 3.9.

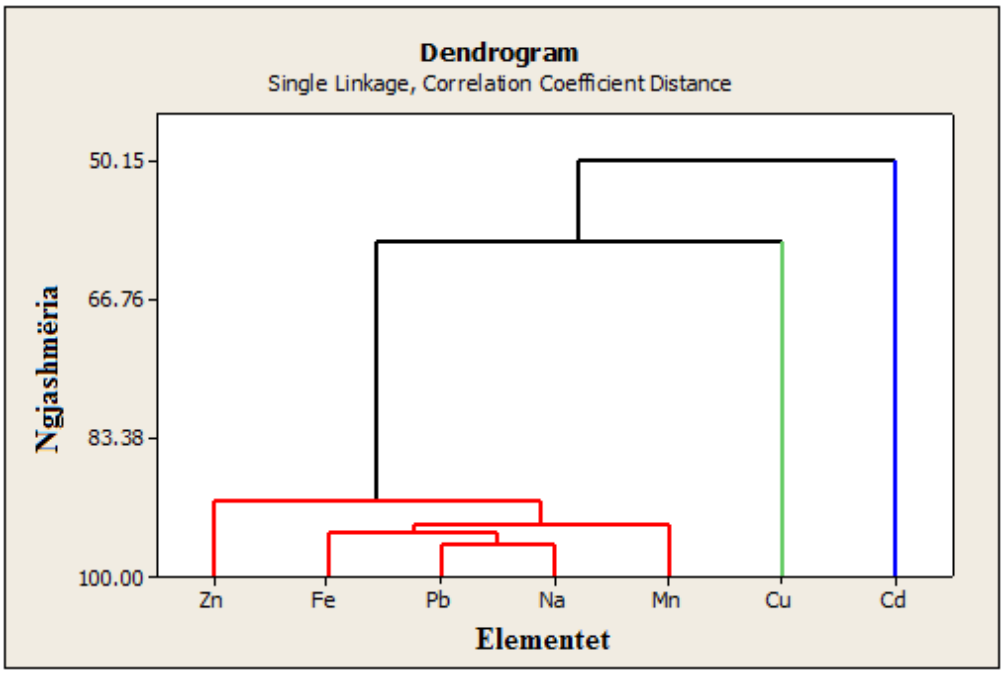


Figura 3.8. *Grupimi sipas ngjashmërisë i elementeve të analizuar.*

Bazuar në analizën e grupeve sipas ngjashmërisë, vihet re që elementet e analizuar janë ndarë në tre grupe, të cilat paraqiten me ngjyra të ndryshme, Figura 3.8.

Grupi 1. Në këtë grup janë grupuar së bashku elementet Zn, Fe, Pb, Na dhe Mn. Ndodhja e elementeve litogjenikë si Fe dhe Na në këtë grup, tregon që ky grup lidhet me pluhurin e rrugëve të ngritur nga era, bashkë me të cilin ndodhen të depozituara edhe elementet Pb, Mn, dhe Zn, të cilat shkarkohen në mjedis nga aktivitete antropogjene. Origjina antropogjene për elementin Pb në zonat urbane lidhet me djegien e karburantit dhe të vajit nga motorat e automjeteve dhe konsumimin e frenave të tyre. Po ashtu, edhe Mn lëshohet në mjediset urbane nga djegia karburantit në të cilin ndodhet MMT si aditiv. Ndërsa elementi Zn në mjediset urbane ndodhet kryesisht si rezultat i konsumimit të gomave të automjeteve [1].

Grupi 2. Në këtë grup ndodhet elementi Cu. Ky element në zonat urbane lidhet me djegien e lëndës djegëse dhe me konsumimin e frenave të automjeteve [1]. Përqendrimi më të lartë i Cu shfaqet në stacionin St-5 (Laprakë). Në afërsi të Laprakës ndodhet zona e Paskuqanit. Më parë kjo zonë ka qenë totalisht e mbuluar me vreshta, në të cilën janë

përdorur pesticide me bazë bakri. Si rrjedhim në zonën e Laprakës reflektohet ndotja me këtë element (Otvos, 2003).

Grupi 3. Në këtë grup ndodhet elementi Cd. Transporti rrugor është një burim i konsiderueshëm i kadmiumit në mjediset urbane. Origjina e kadmiumit në gazin e shkarkuar nga automjetet lidhet me praninë e tij në lëndën djegëse si dhe me të tëra efektet e korrozionit të automjeteve, p.sh. veshjet në tubat e shkarkimit. Konsumimi i gomave të automjeteve është një tjetër burim i kadmiumit në mjedis. Gjithashtu, kadmiumi emitohet në ajër edhe gjatë procesit të djegies së mbeturinave të ndryshme si bateri, veshjet metalike, pigmentet, plastikat dhe produktet sintetike [1]. Përqendrimi më i lartë i Cd shfaqet në stacionin St-4 (Kombinat). Karakteristikë e kësaj zone është fakti që në afërsi të saj gjendet fusha e Sharrës, në të cilën ndodhet i vetmi landfill i mbetjeve urbane të qytetit të Tiranës, të cilat janë djegur në mënyrë të vazhdueshme dhe të pakontrolluar [6,9]. Gjithashtu në Kombinat, në ambjentet e ish fabrikës së qelqit dhe të prodhimit të tullave silikate, kryejnë aktivitet disa minipunishte me minifonderi, që përdorin lëndë djegëse gjatë proceseve të tyre. Prandaj në këtë zonë vihet re përqendrim i lartë i kadmiumit.

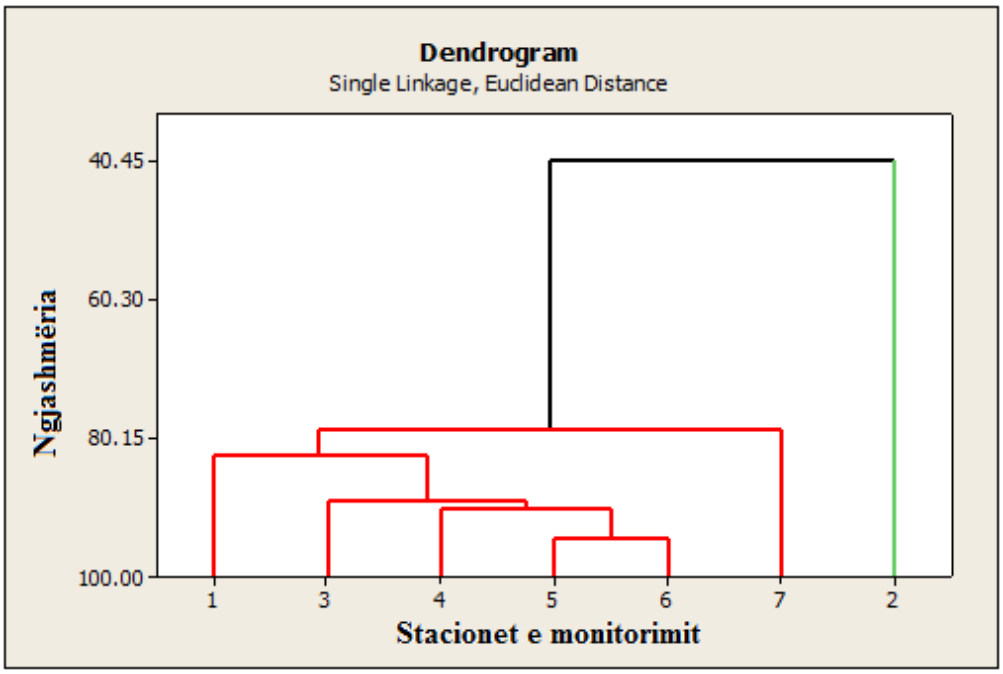


Figura 3.9. *Grupimi sipas ngjashmërisë i stacioneve të monitorimit.*

Bazuar në analizën e grupeve sipas ngjashmërisë vihet re që stacionet e monitorimit janë ndarë në dy grupe, të cilat paraqiten me ngjyra të ndryshme, Figura 3.9.

Vihet re që stacioni St-2 (Qendër) dallohet nga të tjerët, të cilët janë grupuar më vete. Kjo ndodh për arësye se qendra e Tiranës përbëhet nga shumë rrugë, kryqëzime e rrethrrotullime. Në të kalojnë ose kanë vendqëndrim pothuajse të tëra linjat e autobuzëve

urbanë dhe atyre që dalin nga Tirana. Për këtë arësye në qendër të Tiranës reflektohet ndotje urbane e lartë nga trafiku rrugor, siç është vënë re nga akumulimi i të tëra elementeve në myshkun e ekspozuar në këtë stacion.

3.3.4.2 Analiza faktoriale

Rezultatet e analizës kimike në mostrat e myshqeve i nënshtrohen analizës faktoriale. Kjo analizë statistikore është një teknikë multivariate, e cila duke përdorur faktor hapësinor ortogonal dhe transformime, i redukton të dhënat në dimensionet e tyre më të ulëta, duke dhënë parashikime dhe/ose faktorë të cilët mund të jenë të dallueshëm. Përparësi e analizës faktoriale është që për të paraqitur pjesën më të madhe të informacionit të të dhënave, nevojitet vetëm një numër i vogël faktorësh.

Rezultatet e analizës statistikore jepen në Tabelën 3.9. Të dhënat i janë nënshtruar rrotullimit ortogonal Varimax, i cili ka bërë të mundur thjeshtimin e interpretimit të rezultateve, duke i grupuar ato në dy faktorë thelbësorë, që sipas kriterit Kaiser janë faktorët me vlera Eigen > 1 (Figura 3.10). Këta faktorë shprehin 90.4 % të variancës totale.

Factor Analysis: Zn, Fe, Mn, Cu, Cd, Pb, Na

```
Principal Component Factor Analysis of the Correlation Matrix
Sorted Rotated Factor Loadings and Communalities
Varimax Rotation
```

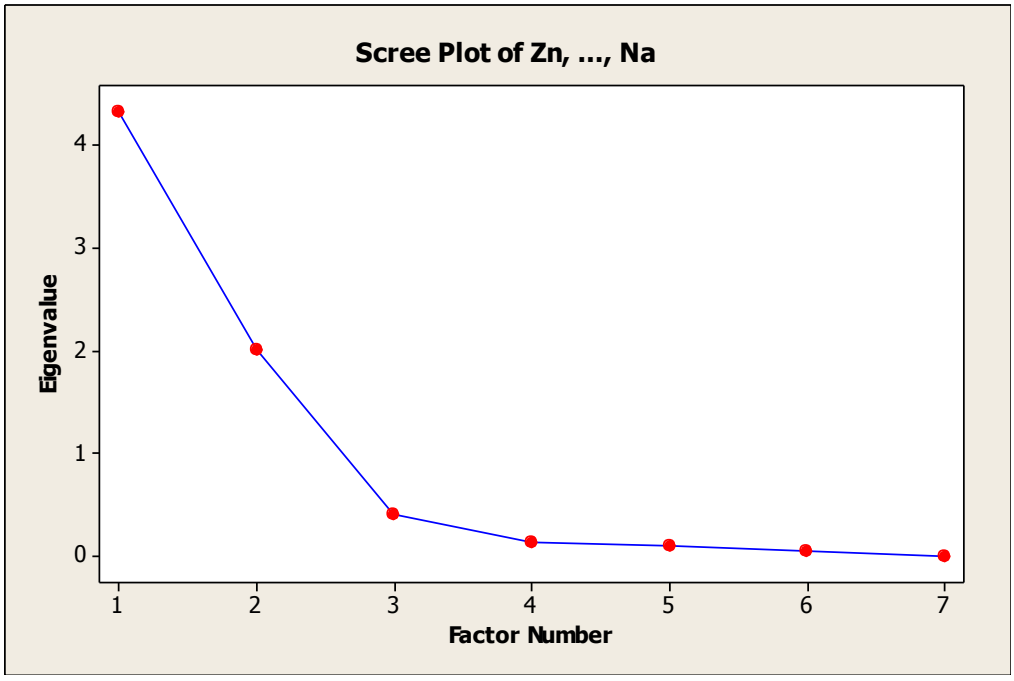
Tabela 3.9. *Rezultatet e analizës faktoriale në mostrat e myshqeve.*

Elementet	Faktori 1	Faktori 2	Communality
Pb	**0.980**	0.132	0.979
Fe	**0.931**	-0.198	0.906
Mn	**0.927**	-0.240	0.918
Na	**0.890**	0.268	0.864
Zn	**0.755**	-0.572	0.897
Cd	-0.287	**0.925**	0.938
Cu	-0.257	**-0.870**	0.823
Varianca	4.1994	2.1255	6.3249
% Var	0.600	0.304	0.904

Faktori 1. Ky faktor është faktori kryesor. Ai shpjegon 60 % të variancës totale dhe ka vlera të larta të elementeve Pb, Fe, Mn, Na, Zn. Ky faktor është me natyrë të dyfishtë,

natyror dhe antopogjen. Elementet Fe dhe Na janë me natyrë litogjenike, ndërsa elementet Pb, Zn, Mn në zonat urbane lidhen me procese antropogjene, që e kanë origjinën nga djegia e lëndës djegëse dhe vajit në motorin e automjeteve dhe me konsumimin e gomave të tyre. Si rrjedhim, ky faktor reflekton ndotjen nga pluhuri i rrugëve të ngritur nga era, në të cilin ndodhen të depozituara elementet Pb, Zn dhe Mn të shkarkuara nga trafiku rrugor.

Faktori 2. Ky faktor shpjegon 30.4 % të variancës totale. Ai ka vlerë të lartë pozitive për elementin Cd dhe negative për Cu. Të dy këto elemente lidhen si me trafikun rrugor ashtu dhe me burime të tjera. Kadmiumi vlerën më të lartë të përqendrimit e ka në Kombinat dhe lidhet me djegien e mbeturinave urbane dhe të lëndëve djegëse në monifonderitë që ndodhen në afërsi të asaj zone. Ndërsa bakri vlerën më ta lartë të përqendrimit e ka në Laprakë dhe lidhet me përdorimin e pesticideve me bazë bakri që janë përdorur dikur në vreshtarinë e Paskuqanit. Shenjat e ndryshme të këtyre dy elementeve ndoshta lidhen me procesin e zëvendësimit të tyre në myshqe (Bates 2000).



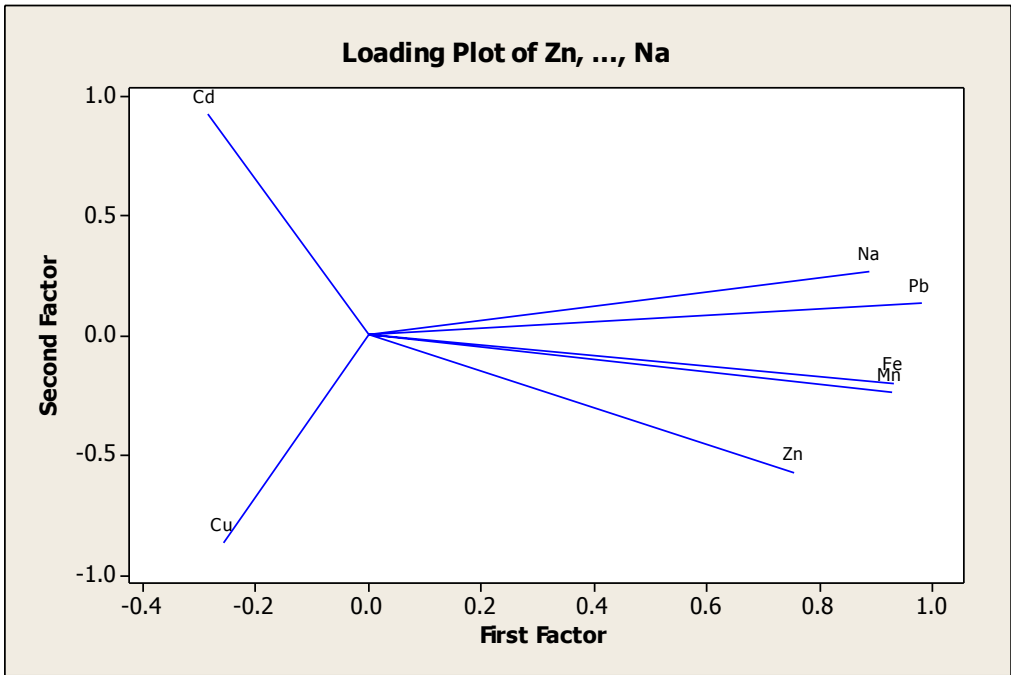


Figura 3.10. *Grafikët Scree plot dhe Loading plot të elementeve.*

3.4 Përfundime

Në këtë studim u krye vlerësimi i cilësisë së ajrit të zonës urbane të qytetit të Tiranës duke përdorur myshqet si biomonitorë. Duke qenë se në zonat urbane myshqet shpesh janë të rralla ose mungojnë, teknika e përdorur në këtë rast është ajo e biomonitorimit aktiv "moss bag".

Trendi i shpërndarjes së elementeve, sipas rendit rritës të vlerave mesatareve të përqendrimeve të tyre në mostrat e myshqeve pas ekspozimit, ndjek trendin: Pb < Cd < Cu < Mn < Zn < Fe < Na < K. Nga të tëra elementet dallohet elementi Pb, i cili ka intervalin më të lartë të akumulimit, ç'ka tregon për akumulim të lartë të tij në myshqe. Ndërsa elementi K ka raportin më të vogël, ç'ka lidhet me faktin se K është element esencial për bimët, prandaj dhe është absorbuar pothuajse njëlloj në të tëra mostrat e myshqeve. Bazuar në vlerat e faktorëve të akumulimit, vihet re ndotje e lehtë në stacionin St-1 (Spitali "Nënë Tereza") nga elementi Cd; stacioni St-2 (Qendër) nga Fe; stacioni St-4 (Kombinat) nga Cd dhe stacionet St-5 (Laprakë) dhe St-7 (Stacioni i trenit) nga elementi Pb. Ndotje e rëndë vihet re vetëm për elementin Pb në stacionet St-1 (Spitali "Nënë Tereza"), St-3 (Qendër) dhe St-3 (21 Dhjetori), por në stacionin St-3 (Qendër) ndotja nga elementi Pb është shumë afër kufirit të sipërm të intervalit, pra në kufi me ndotjen ekstreme. Origjina e elementit Pb në zonat urbane lidhet kryesisht me djegien karburantit dhe të vajit nga motorat e automjeteve dhe me konsumimin e frenave të tyre dhe elementi Pb akumulimin më të lartë e ka pikërisht në stacionet të cilat paraqiten me trafik të rënduar, duke pasqyruar ndotjen e ajrit urban nga trafiku rrugor. Mn lëshohet në mjedis nga djegia karburantit në të cilin ndodhet MMT si aditiv. Ndërsa, elementi Zn në mjediset urbane ndodhet kryesisht si rezultat i konsumimit të gomave të automjeteve.

Stacionet të cilat dallojnë më tepër për sa i përket akumulimit të metaleve të rënda janë Qendra, Lapraka dhe Kombinati. Qendra e Tiranës përbëhet nga shumë rrugë, kryqëzime e rrethrrotullime. Në të kalojnë ose kanë vendqëndrim pothuajse të tëra linjat e autobuzëve urbanë dhe atyre që dalin nga Tirana. Për këtë arësye në qendër të Tiranës reflektohet ndotje urbane e lartë nga trafiku rrugor, siç është vënë re nga akumulimi i të tëra elementeve në myshkun e ekspozuar në këtë stacion. Në afërsi të Laprakës ndodhet zona e Paskuqanit. Më parë kjo zonë ka qenë totalisht e mbuluar me vreshta, ku janë përdorur pesticide me bazë bakri. Prandaj në zonën e Laprakës reflektohet ndotja me këtë element. Në afërsi të Kombinatit ndodhet i vetmi landfill i mbetjeve urbane të qytetit të Tiranës, të cilat janë djegur në mënyrë të vazhdueshme dhe të pakontrolluar. Gjithashtu në Kombinat, në ambjentet e ish fabrikës së qelqit dhe të prodhimit të tullave silikate, kryejnë aktivitet disa minipunishte me minifonderi, që përdorin lëndë djegëse gjatë proceseve të tyre, prandaj në kombinat vihet re vlera më e lartë e kadmiumit.

Si përfundim mund të themi se metoda pasive e biomonitorimit me myshqe "moss bag" për studimin e cilësisë së ajrit, rezulton një metode efikase monitorimi dhe me kosto të ulët. Kjo teknikë gjithashtu ofron disa avantazhe në krahasim me metodën aktive, pasi mundëson që të përcaktohet koha e ekspozimit, të përcaktohet përmbajtja e elementeve përpara ekspozimit të myshqeve si dhe të përzgjidhen vendet e monitorimit.

Bibliografia

[1] http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp

[2] http://www.durreslajm.com/aktualitet/bashkia-dhe-porti-ndotje-dhe-kancer

[3] http://www.durreslajm.com/ekonomia/tarifat-e-ul%C3%ABta-mineralet-bllokojn%C3%AB-portin

[4] http://time.ikub.al/6c874f415d/62e45130b1e3a1397d648cd363cb4a90/Lajm_Superfosfati-i-Lacit-ka-ende-mbetje-te-rrezikshme.aspx

[5] http://www.gazetaidea.com/masakra-mjedisore-ne-fushe-kruje-fabrika-e-cimentos-qe-vret-mijera-njerez-foto/galeria/image/masakra-mjedisore-ne-fushe-kruje-fabrika-e-cimentos-qe-vret-mijera-njerez-2/#fotogaleri

[6] Vlerësimi mjedisor në Shqipëri pas konfliktit, UNEP, 2000.

[7] Raport për gjendjen e Mjedisit, Ministria e Mjedisit 1999 – 2000.

[8] Mjedisi Sot, Nr. 97, Shkurt 2005.

[9] Environmental Performance Review, Albania, Economic Commission for Europe, Committee on Environmental Policy, United Nations, New York and Geneva, 2002

[10] Fletorja Zyrtare e Republikës së Shqipërisë, Nr.23, 22 Mars, 2012.

Alqi Çullaj, Kimia e Mjedisit, Botim i dytë, Tiranë 2010.

Bargagli R (1998) Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer Verlag, Berlin, New York, 324 p.

Basile, A., S. Sorbo, G. Aprile, B. Conte, R. Castaldo Cobianchi. Comparison of the heavy metal bioaccumulation capacity of an epiphytic moss and an epiphytic lichen, 2007.

Bates, J. W. 1989b. Retention of added K, Ca and P by *Pseudoscleropodium purum* growing under an oak canopy. J. Bryol. 15: 589-605.

Bates, J. W. 1997. Effects of intermittent desiccation on nutrient economy and growth of two ecologically contrasted mosses. Ann. Bot. 79: 299-309.

Bates, J. W. 2000. Mineral nutrition, substratum ecology, and pollution. In: Shaw, A. J. and Goffinet, B. Bryophyte Biology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 248-311.

Berg, T., Steinnes, E., 1997a. Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. Sci. Total Environ. 208, 197–206.

Berg, T., Steinnes, E., 1997b. Use of mosses Hylocomium splendens and Pleurozium schreberi) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values. Environ. Pollut. 98, 61–71.

Bewley, J. D. 1979. Physiological aspects of desiccation tolerance. Ann. Rev. Plant Physiol. 30: 195-238.

Breuer, K. and Melzer, A. 1990. Heavy metal accumulation (lead and cadmium) and ion exchange in three species of Sphagnaceae. II. Chemical equilibrium of ion exchange and the selectivity of single ions. Oecologia 82: 468-473.

Brown, D. H. 1982. Mineral nutrition. In: Smith, A. J. E. (ed.). Bryophyte Ecology, Chapman & Hall, London, pp. 383-444.

Brown, D. H. 1984. Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: Dyer, A. F. and Duckett, J. G. (eds.). The Experimental Biology of Bryophytes, Academic

Brown, D.H., and Bates, J.W. (1990). Bryophyte and Nutrient Cycling. *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 129-147.

Brûmelis, G., and Brown, D.H. (1997). Movement of Metals to New Growing Tissues on the Moss Hylocomium Splendens (Hedw). BSG. *Ann. Bot.* 79: 679-686.

Büscher, P., Koedam, N., and Neirinck, L. 1983. Cationexchange capacity of mosses in relation to soil preference. In: Cran, W. J., Janácek, K., Rybová, R., and Sigler, K. (eds.). Membrane Transport in Plants. Proc. Symp. held in Prague, Czechoslovakia Aug. 15-21, 1983. John Wiley & Sons, New York, pp. 477-478.

Carpi, A., Weinstein, L.H., Ditz, D.W., 1994. Bioaccumulation of mercury by Sphagnum moss near a municipal solid waste incinerator. Air Waste 44, 669–672.

Čeburnis, D., Valiulis, D., 1999. Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. Sci. Total Environ. 226, 247–253.

Čeburnis, D., Steinnes, E., Kvietkus, K., 1999. Estimation of metal uptake efficiencies from precipitation in mosses in Lithuania. Chemosphere 38, 445–455.

Clymo, R. S. 1963. Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. Ann. Bot. N. S. 27: 309-324.

Clymo, R. S. 1964. The origin of acidity in *Sphagnum* bogs. Bryologist 67: 427-431.

Couto, J. A., Fernández, J. A., Aboal, J. R., & Carballeira, A. (2004). Active biomonitoring of element uptake with terrestrial mosses: A comparison of bulk and dry depositions. Science of the Total Environment, 324, 211–222.

Craigie, J. S. and Maass, W. S. G. 1966. The cation-exchanger in *Sphagnum* spp. Ann. Bot. 30: 153-154.

De Caritat, P., Reimann, C., Bogatyrev, I., Chekuskin, V., Finne, T.E., Halleraker, J.H., Kashulina, G., Niskavaara, H., and Pavlov, V. (2001). Regional Distribution of Al, B, Ba ,Ca, K, La, Mg, Mn, Na ,P, Rb, Si, Sr, Th, U and Y in Terrestrial Moss within a 188,000 km^2 Area of the Central Barents Region: Influence of Geology, Seaspray, and Uuman Activity. *Appl. Geochem.* 16: 137-159.

Evans, C.A., Hutchinson, T.C., 1996. Mercury accumulation in transplanted moss and lichens at high elevation sites in Quebec. Water Air Soil Pollut. 90, 475–488.

Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2000. Use of native and transplanted mosses as complementary techniques for biomonitoring mercury around an industrial facility. Sci. Total Environ. 256 (2–3), 151–161.

Fernández, J.A., Carballeira, A., 2000. Differences in the responses of native and transplanted mosses to atmospheric pollution. A possible role of selenium. Environ. Pollut. 110 (1), 73–78.

Fernández JA, Carballeira A. Evaluation of contamination, by different elements, in terrestrial mosses. Arch Env Cont Tox 2001;40:461 –468.

Folkeson L & Andersson-Bringmark E (1988) Impoverishment of vegetation in a coniferous forest polluted by copper and zinc. Canadian Journal of Botany 66: 417-428.

Ford, J., Landers, D., Kugler, D., Lasorsa, B., Crecelius, E., and Martinson, J., (1995). Inorganic Contaminants in Arctic Alaskan Ecosystem: Long Range Atmospheric Transport or Local Point Sources. *Sci. Total Environ.* 160: 323-335.

Foth, H. D. and Ellis, B. G. 1997. Soil Fertility, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, 290 pp.

Francez, A. J. and Loiseau, P. 1999. Devenir de l'azote mineral dans une tourbiere a *Sphagnum fallax* Klinggr. et *Carex rostrata* Stokes du Massif central (France). [The fate of mineral nitrogen from peat (*Sphagnum fallax* Klinggr. and *Carex rostrata* Stokes) of the Massif central (France).]. Can. J. Bot. 77: 1136-1143.

Garbarino JR, Hayes H, Roth D, Antweider R, Brinton TI, Taylor H (1995). Contaminants in the Mississippi River, *U. S.* Geological Survey Circular *1133*, Virginia, U.S.A. (www.pubs.usgs.gov/circ/circ1133/)

Gerdol, R., Bragazza,L., and Marchesini, R. (2002). Element concentrations in the forest moss Hylocomium splendens :variations associated with altitude, net primary production and soil chemistry. Environmental Pollution 116:129-135.

Giordano, S., Adamo, P., Sorbo, S., and Vingiani, S., (2005). Atmospheric Trace Metal Pollution in the Naples Urban Area Based on Results from Moss and Lichen Bags. *Environ. Pollut.* 136(3): 431-42.

Gjengedal, E. and Steinnes, E. 1990. Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. Environ. Monitor. Assess. 14: 77-87.

Goodman, G.T., Roberts, T.M., 1971. Plants and soils as indicators of metals in the air. Nature 231: 287–292.

Harmens, H., Norris, D. and the participants of the moss survey (2008a). Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990-2005). Programme Coordination Centre for the ICP Vegetation, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK. http://icpvegetation.ceh.ac.uk

Hynninen, V., 1986. Monitoring of airborne metal pollution with moss bags near an industrial source at Harjavalta, Southwest Finland. Ann. Bot. Fennici. 23, 83–90.

INECAR, Institute of Environmental Conservation and Research (2000). Position Paper Against Mining in Rapu-Rapu, Published by INECAR, Ateneo de Naga University, Philippines (www.adnu.edu.ph/Institutes/Inecar/pospaper1.asp)

Jerome O. Nriagu, Natural Versus Anthropogenic Emissions of Trace Metals to the Atmosphere (1989)
http://link.springer.com/search?facet-author=%22Jerome+O.+Nriagu%22

Kilham, P. 1982. Acid precipitation: Its role in the alkalization of a lake in Michigan. Limnol. Oceanogr. 27: 856-867.

Knight, A. H., Crooke, W. M., and Inkson, R. H. E. 1961. Cation-exchange capacities of tissues of higher and lower plants and their related uronic acid contents. Nature (London) 192: 142-143.

Koedam, N. and Büscher, P. 1983. Studies on the possible role of cation exchange capacity in the soil preference of mosses. Plant Soil 70: 77-93.

Kuik P & Wolterbeek HTh (1994) Factor analysis of trace element data from tree-bark samples in the Netherlands. Environmental Monitoring and Assessment 32: 207-226.

Leblond, S. 2004. Étude pluridisciplinaire du transfert des métaux de l'atmosphère vers les mousses (*Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr.): Suivi sur un site rural (Vouzon, France). Thèse de Doctorat, Université Paris 7 – Denis Diderot, Paris, France. [iii] 214 pp.

Lenntech Water Treatment and Air Purification (2004). Water Treatment, Published by Lenntech, Rotterdamseweg, Netherlands.
(www.excelwater.com/thp/filters/Water-Purification.htm).

Li, Y. and Glime, J. M. 1990. Growth and nutrient ecology of two *Sphagnum* species. Hikobia 10: 445-451.

Little, P. and Martin, M.H., 1974. Biological monitoring of heavy metal pollution. Environ. Pollut. 6: 1-19.

Lodenius, M., 1998. Dry and wet deposition of mercury near a chlor-alkali plant. Sci. Total Environ. 213, 53–56.

Loring, D. H. (1991) Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci*. **48**, 101– 115.

Mäkinen, A. (1994). Biomonitoring of Atmospheric Deposition in the Kola Peninsula (Russia) and Finnish Lapland, Based on the Chemical Analysis of Mosses. Ministry of the Environment Rapport 4: 1-83.

Markert, B., and Weckert, V. (1989). Time and Site Integrated Long-term Biomonitoring of Chemicals by Means of Mosses. *Toxicol. Environ. Chem.* 40: 177-189.

Markert B, Oehlmann J & Roth M (1997) General aspects of heavy metal monitoring by plants and animals. In: Subramanian KS & Iyengar GV (eds) Environmental biomonitoring - exposure, assessment and specimen banking. ACS Symposium series 654. American Chemical Society, p19-29.

Markert BA, Breure AM & Zechmeister HG (2003) Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: Markert BA, Breure AM & Zechmeister HG (eds) Bioindicators and biomonitors. Elsevier, Oxford, p 3-39.

Nieboer, E. and Richardson, D. H. S. 1981. Lichens as Monitors of Atmospheric Deposition. Atmospheric Pollutants in Natural Waters, Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI, pp. 339-388.

Økland, T., Økland, R.H., and Steinnes, E. (1999). Element Concentrations in the Boreal Forest Moss Hylocomium Splendens: Variations Related to Gradients in Vegetation and Local Environmental Factors. *Plant and Soil* 209: 71-83.

Onianwa PC (2001) Monitoring atmospheric metal pollution: A review of the use of mosses as indicators. Environmental Monitoring and Assessment 71: 13-50.

Otvos, E., Pazmandi, T., Tuba, Z., (2003). First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. Sci. total. Environ., **309**: 151-160.

Pacyna J. M. Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources. *Adv. Environ. Sci. Technol.* **17,** 33-52 **(1986a)**

Pickering, D. C. and Puia, I. L. 1969. Mechanism for the uptake of zinc by *Fontinalis antipyretica*. Physiol. Plant. 22: 653- 661.

Popper, Z. A. and Fry, S. C. 2003. Primary cell wall composition of bryophytes and charophytes. Ann. Bot. 91: 1-12.

Rantalainen, A.L., Hyo¨ tyla¨inen, T., Saramo, M., Niskanen, I., 1999. Passive sampling of PAHs in indoor air in Nepal. Toxicol. Environ. Chem. 68, 335–348.

Raven, J. A., Griffiths, H., Smith, E. C., and Vaughn, K. C. 1998. New perspectives in the biophysics and physiology of bryophytes. In: Bates, J. W., Ashton, N. W., and Duckett, J. G. (eds.). Bryology in the Twenty-first Century. Maney Publishing and the British Bryological Society, UK, pp. 261- 275.

Richter, C. and Dainty, J. 1989. Ion behavior in plant cell walls. I. Characterization of the *Sphagnum russowii* cell wall ion exchanger. Can. J. Bot. 67: 451-459.

Richter, C. and Dainty, J. 1990. Ion behaviour in plant cell walls. IV. Selective cation binding by *Sphagnum russowii* cell walls. Can. J. Bot. 68: 773-781.

Roberto Michele Cenci, 2008. GUIDELINES FOR THE USE OF NATIVE MOSSES, TRANSPLANTED MOSSES AND SOILS IN ASSESSING ORGANIC AND INORGANIC CONTAMINANT FALLOUT. EUR 23292 EN – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability

Ross HB (1990) On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. Water, Air, and Soil Pollution 50: 63-76.

Rühiling, Á., and Tyler, G. (1968). An Ecological Approach to the Lead Problem. *Botaniska Notiser* 122: 248-342.

Rühling, A. and Tyler, G. 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Oikos 21: 92-97.

Rühling Å & Tyler G (1971) Anrikning av tungmetaller i barrskog vid Finspång, Trollhättan, Oskarshamn och Fliseryd. Mimiograph, Lunds Universitet, 6 p.

Rühling, Å ., Tyler, G., 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. Water, Air and Soil Pollution 2, 445–455.

Rühiling, A. (1994). *Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe-Estimations Based on Moss Analysis*, Nordic Council of Ministers,(ed.) AKA Print, A/S Arhus. pp.9

Rühling and Steinnes E, editors, Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. Copenhagen: NORD 1998: 15; 1998.

Salemaa M, Derome J, Helmisaari H-S, Nieminen T & Vanha-Majamaa I (2004) Element accumulation in boreal bryophytes, lichens and vascular plants exposed to heavy

metal and sulfur deposition in Finland. The Science of the Total Environment 324: 141-160.

Seaward MRD (1995) Use and abuse of heavy metal bioassays in environmental monitoring. The Science of the Total Environment 176: 129-134.

Shimwell, D. W. and Laurie, A. E. 1972. Lead and zinc contamination of vegetation in the southern Pennines. Environ. Pollut. 3: 291-301.

Sloof, J.E., 1993. Environmental Lichenology: Biomonitoring Trace-Element Air Pollution. Doctor's thesis. Delft University of Technology, Interfaculty Reactor Institute, Delft, p. 191.

Stainnes, E., 1995. A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals. Sci. Total Environ. 160, 243–249.

Steinnes, *E.* (1993). In Some Aspects of Biomonitoring of Air Pollutants Using Mosses as Illustrated by the 1976 Norwegian Survey. *Markert B(ed), VHC, Weinheim, pp. 381-394.*

Steinnes & Berg T, Røyset O E (1995) Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: estimation of uptake efficiences. Atmospheric Environment 29: 353-360.

Steinnes, E., T. Berg, H. Uggerud, M. Vadset. Atmospheric Deposition of Heavy Metals in Norway. Nation-wide survey in 2005. State Program for Pollution Monitoring, Report 980/2007. Norwegian State Pollution Control Authority, Oslo 2007. 36 pp. (In Norwegian).

Tavares, H.M.C.F., Vasconcelos, M.T.S.D., 1996. Comparison of lead levels collected by Sphagnum auriculatum and by low-volume aerosol sampler in the urban atmosphere of Oporto. Toxicol. Environ. Chem. 54, 195–209.

Thöni, L., Schnyder, N., and Kreig, F. (1996). Comparisons of Metal Concentrations in Three Species of Mosses and Metal Freights in Bulk Precipitations. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354: 703-708.

Tuba, Z., Csintalan, Z., 1993. The use of moss transplantation technique for bioindication of heavy metal pollution. In: Markert, B. (Ed.), Plants as Biomonitors. VCH, Weinheim, pp. 403–411.

Turner, B. L., Baxter, R., Ellwood, N. T. W., and Whitton, B. A. 2003. Seasonal phosphatase activities of mosses from Upper Teesdale, northern England. J. Bryol. 25: 189-200.

Tyler, G. (1990). Bryophyte and Heavy Metals: A Literature Review. *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 231-253.

United Nations Environmental Protection/Global Program of Action (2004). Why The Marine Environment Needs Protection From Heavy Metals, Heavy Metals 2004, UNEP/GPA Coordination Office.
(http://www.oceansatlas.org/unatlas/uses/uneptextsph/wastesph/2602gpa.)

Varma, A. and Hock, B. 1999. Mycorrhiza. Springer Verlag, Berlin.

Vasconcelos, M.T.S.D., Tavares, H.M.C.F., 1998. Atmospheric metal pollution (Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn) in Oporto city derived from results for low-volume aerosol samplers and for the moss Sphagnum auriculatum bioindicator. Sci. Total Environ. 212 (1), 11–20.

VIARD B., F. PIHAN, S. PROMEYRAT, C. PIHAN. 2004. Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, *Gramineae* and land snails. – *Chemosphere*, 55: 1349-1359.

Viskari, E.L., Rekila, R., Roy, S., Lehto, O., Ruuskanen, J., Karenlampi, L., 1997. Airborne pollutants along a roadside: assessment using snow analyses and moss bags. Environ. Pollut. 97 (1–2), 153–160.

Wells, J. M. and Brown, D. H. 1990. Ionic control of intracellular and extracellular Cd uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. New Phytol. 116: 541-553.

Wittig R (1993) General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: Markert B (ed) Plants as biomonitors - Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VHC, Weinheim, p3-27.

Zechmeister, H.G. (1995). Correlation between altitude and heavy metal deposition in Alps. Environmental Pollution 89: 73-80.

Yurukova, L., Ganeva, A., 1997. Active biomonitoring of atmospheric element deposition with Sphagnum species around a copper smelter in Bulgaria. Angew. Bot. 71, 14– 20.

Zechmeister HG, Grodzińska K & Szarek-Łukaszewska G (2003a) Bryophytes. In: Markert BA, Breure AM & Zechmeister HG (eds) Bioindicators and biomonitors. Elsevier, Oxford, p 329- 375.

Zeichmeister, H.G., Hohenwallner, D., Riss, A., and Hanus-Illnar, A. (2003b). Variation in Heavy Metal Concentrations in the Moss Species Abietinella Abietina (Hedw.) Fleisch According to Sampling Time, Within Site Variability and Increase in Biomass. *Sci. Total Environ*. 301: 55-65.