

Предраг Илић, Тања Максимовић

АЕРОЗАГАЂЕЊЕ И БИОДИВЕРЗИТЕТ

ПАНЕВРОПСКИ **АРЕИРОН** **УНИВЕРЗИТЕТ**
УЦЕНЬОН
Бања Лука

АЕРОЗАГАЂЕЊЕ И БИОДИВЕРЗИТЕТ
Истакнута научна монографија националног значаја

Аутори:

Проф. др Предраг Илић, проф. др Тања Максимовић

Рецензенти:

Проф. др ЈЕЛЕНА Радонић, Факултет техничких наука, Универзитет у Новом Саду
Проф. др БИЉАНА Лубарда, Природно-математички факултет, Универзитет у Бањој Луци

Проф. др ЉИЉАНА Стојановић Бјелић, Факултет здравствених наука, Паневропски универзитет „Апеирон“, Бања Лука

Лектор:

СЛАВИЦА Бајагић

Издавач:

Паневропски универзитет „АПЕИРОН“, Бања Лука, 1. издање, година 2021.

Одговорно лице издавача:

ДАРКО Уремовић

Главни и одговорни уредник:

Проф. др АЛЕКСАНДРА Видовић

Технички уредник:

СРЕТКО Бојић

Штампа:

MARKOS design&print studio, Бања Лука

Одговорно лице штампарије:

ИГОР Јаковљевић

ЕДИЦИЈА:

Еколошки инжењеринг – *Summa Organica* књ. 11

ISBN 978-99976-34-70-2

САДРЖАЈ:

ПРЕДГОВОР	9
1. УВОД - АЕРОЗАГАЂЕЊЕ И БИОДИВЕРЗИТЕТ	11
1.1. АЕРОЗАГАЂЕЊЕ.....	11
1.2. БИОДИВЕРЗИТЕТ	15
2. ИСТОРИЈАТ АЕРОЗАГАЂЕЊА И ЗАШТИТЕ ПРИРОДЕ	18
2.1. ИСТОРИЈАТ АЕРОЗАГАЂЕЊА	18
2.2. ИСТОРИЈАТ ЗАШТИТЕ ПРИРОДЕ	22
3. ИЗВОРИ ЗАГАЂИВАЊА ВАЗДУХА	24
3.1. АНТРОПОГЕНИ ИЗВОРИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА.....	27
3.2. ПРИРОДНИ ИЗВОРИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА.....	32
4. ФАКТОРИ УГРОЖАВАЊА ПРИРОДЕ И БИОДИВЕРЗИТЕТА	40
5. ЗАГАЂУЈУЋЕ МАТЕРИЈЕ И УТИЦАЈ НА БИОДИВЕРЗИТЕТ.....	49
5.1. СУМПОРНИ ОКСИДИ.....	58
5.1.1. Основне карактеристике	58
5.1.2. Утицај на биодиверзитет	60
5.2. АЗОТНИ ОКСИДИ.....	65
5.2.1. Основне карактеристике	65
5.2.2. Утицај на биодиверзитет	68
5.3. УГЉЕН-МОНОКСИД.....	71
5.3.1. Основне карактеристике	71
5.3.2. Утицај на биодиверзитет	73
5.4. ОЗОН.....	73
5.4.1. Основне карактеристике	73
5.4.2. Утицај на биодиверзитет	78
5.5. СУСПЕНДОВАНЕ ЧЕСТИЦЕ.....	82
5.5.1. Основне карактеристике	82
5.5.2. Утицај на биодиверзитет	89
5.6. ДУГОТРАЈНЕ ОРГАНСКЕ ЗАГАЂУЈУЋЕ МАТЕРИЈЕ	91
5.6.1. Основне карактеристике	91
5.6.2. Утицај на биодиверзитет	98
5.7. ИСПАРЉИВА ОРГАНСКА ЈЕДИЊЕЊА	100
5.7.1. Основне карактеристике	100
5.7.2. Утицај на биодиверзитет	102
5.8. ПОЛИЦИКЛИЧНИ АРОМАТИЧНИ УГЉОВОДОНИЦИ.....	103
5.8.1. Основне карактеристике	103
5.8.2. Утицај на биодиверзитет	106
5.9. НАФТНИ УГЉОВОДОНИЦИ	108
5.9.1. Основне карактеристике	108
5.9.2. Утицај на биодиверзитет	111
5.10. АМОНИЈАК.....	112
5.10.1. Основне карактеристике	112
5.10.2. Утицај на биодиверзитет	113
5.11. ХАЛОГЕНИ	116
5.11.1. Основне карактеристике	116

5.11.2. Утицај на биодиверзитет	118
5.12. КИСЕЛА ДЕПОЗИЦИЈА	123
5.12.1. Основне карактеристике.....	123
5.12.2. Утицај на биодиверзитет	128
5.13. ТЕШКИ (ТОКСИЧНИ) МЕТАЛИ.....	131
5.13.1. Основне карактеристике.....	131
5.13.1.1. Кадмијум	133
5.13.1.2. Бакар	134
5.13.1.3. Арсен.....	135
5.13.1.4. Олово	135
5.13.1.5. Цинк	136
5.13.1.6. Никл	137
5.13.1.7. Жива.....	138
5.13.2. Утицај на биодиверзитет	139
5.14. МЕТАБОЛИЧКЕ ПРОМЈЕНЕ У БИЉКАМА ИЗАЗВАНЕ ДЈЕЛОВАЊЕМ ЗАГАЂУЈУЋИХ МАТЕРИЈА ИЗ ВАЗДУХА	142
6. УТИЦАЈ БУКЕ НА БИОДИВЕРЗИТЕТ.....	147
7. УТИЦАЈ ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА НА БИОДИВЕРЗИТЕТ.....	152
8. ЛОКАЛНИ И ГЛОБАЛНИ ЕФЕКТИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА	157
8.1. ЛОКАЛНИ ЕФЕКТИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА	158
8.2. ГЛОБАЛНИ ЕФЕКТИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА	159
9. ПОЗИТИВНИ УТИЦАЈ ВЕГЕТАЦИЈЕ НА КВАЛИТЕТ ВАЗДУХА.....	163
9.1. ЗНАЧАЈ И УЛОГА ВЕГЕТАЦИЈЕ У ЗАШТИТИ ОД АЕРОЗАГАЂЕЊА....	163
9.2. УЛОГА БИЉНОГ СВИЈЕТА У МОНИТОРИНГУ АЕРОЗАГАЂЕЊА.....	167
9.3. УРБАНО ЗЕЛЕНИЛО И УЛОГА У ЗАШТИТИ ОД АЕРОЗАГАЂЕЊА.....	171
10. ЗАШТИТА ВАЗДУХА ОД ЗАГАЂИВАЊА	175
10.1. МЈЕРЕ ЗА СМАЊЕЊЕ ЗАГАЂЕЊА И ЗАШТИТУ ВАЗДУХА.....	175
10.2. РЕГИСТАР ЕМИСИЈА ЗАГАЂУЈУЋИХ МАТЕРИЈА.....	177
10.3. ПРОСТОРНО ПЛАНИРАЊЕ И ЗАШТИТА ВАЗДУХА.....	178
11. ЛИТЕРАТУРА И ИЗВОРИ.....	181

ИЗВОД ИЗ РЕЦЕНЗИЈЕ

< ... >

Истакнута научна монографија националног значаја „*Аерозагађење и биодиверзитет*“ написана је јасним и разумљивим језиком у складу са прецизним научним, стручним и методолошким стандардима који омогућују лако усвајање знања из области аерозагађења и биодиверзитета. Обрађене теме и прилози представљају драгоцен материјал који доприноси разумевању значаја очувања атмосфере и биодиверзитета са еколошког аспекта, али и разумевања утицаја загађеног ваздуха на живи свет. С обзиром на тематику и начин њеног представљања, садржај монографије биће од великог значаја превасходно истраживачима, студентима основних, мастер и докторских студија на факултетима гдје се изучава заштита ваздуха и биодиверзитет и свима који се баве заштитом природе, односно заштитом животне средине, као и за ширу стручну и научну јавност.

Због свега наведеног, монографију „*Аерозагађење и биодиверзитет*“ аутора др Предрага Илића и др Тање Максимовић, топло препоручујем за штампу.

У Новом Саду, 10. 1. 2021. год.

Проф. др Јелена Радонић,
Факултет техничких наука, Универзитет у Новом Саду

ИЗВОД ИЗ РЕЦЕНЗИЈЕ

< ... >

Научна монографија проф. др Предрага Илића и проф. др Тање Максимовић представља значајан допринос истраживању различитих аспеката утицаја аерозагађења на биодиверзитет са посебним освртом на домаће просторе. Књига представља истакнуту научну монографију републичког значаја, али ће имати изузетан значај и на широј територији која покрива наше језичко подручје. Ова монографија је првенствено занимљива истраживачима и студентима вишег нивоа студија који се баве овом проблематиком. Књига садржи значајан број табела и слика што је посебно чини занимљивом и богатом у аналитичком смислу. Тематика монографије је актуелан проблем данашњице, који поткрепљује историјску генезу аерозагађења и заштите биодиверзитета, те приступа проблему загађења ваздуха и утицаја на биодиверзитет дајући јасан увид у анализу утицаја загађујућих материја на живи свијет, односно екосистем у цјелини. Због свега наведеног ова монографија може бити интересантна и широј читалачкој публици, јер је писана једноставним стилем који могу разумјети и они којима ова научна област није сродна.

Због свега наведеног топло и са великим задовољством препоручујем издавачу да публикује истакнуту монографију републичког значаја **„Аерозагађење и биодиверзитет“** аутора проф. др Предрага Илића и проф. др Тање Максимовић

Бања Лука, 10. 1. 2021. године

РЕЦЕНЗЕНТ:

Проф. др Биљана Лубарда

ИЗВОД ИЗ РЕЦЕНЗИЈЕ

< ... >

Рукопис монографије „*Аерозагађење и биодиверзитет*“ аутора проф. др Предрага Илића и проф. др Тање Максимовић је опширан и детаљан и језик је стилски јасан и коректан.

Због тога са задовољством препоручујем Наставно-научном вијећу Здравствених наука Паневропског универзитета Апеирон у Бањој Луци да усвоји позитивну рецензију и донесе одлуку којом се одобрава штампање овог рукописа као истакнута монографија националног значаја, под називом „*Аерозагађење и биодиверзитет*“ аутора проф. др Предрага Илића и проф. др Тање Максимовић и да препоручи његово публикавање у датом облику.

У Бањој Луци, 10. 1. 2021. године.

РЕЦЕНЗЕНТ:

Проф. др Љиљана Стојановић Бјелић



ПРЕДГОВОР

Монографија *Аерозагађење и биодиверзитет* намијењена је истраживачима, студентима основних, мастер и докторских студија на факултетима на којим се изучавају заштита ваздуха и биодиверзитет и свима који се баве заштитом природе, односно заштитом животне средине.

Имајући у виду техничко-технолошки и социјални развој савременог друштва, мора се нагласити да, поред сасвим новог квалитета живота који овај развој доноси, нагли и веома убрзани развој привреде и индустрије, у свим сегментима, носи са собом и низ штетних и нежељених посљедица. Међу најзначајнијим негативним ефектима убрзаног технолошког развоја друштва јесте загађење биосфере различитим хемијским средствима, комуналним и индустријским отпадом и другим штетним и токсичним материјама. Сврха ове монографије јесте да процијени утицај загађеног ваздуха на биодиверзитет и посљедице за живи свијет. Циљ монографије јесте и да се анализирају стање квалитета ваздуха и утицај на биодиверзитет и у локалним оквирима.

Монографија садржи десет поглавља: аерозагађење и биодиверзитет, историјат аерозагађења и заштите природе, извори загађивања ваздуха, фактори угрожавања природе и биодиверзитета, загађујуће материје и утицај на биодиверзитет, утицај буке на биодиверзитет, утицај јонизујућег зрачења на биодиверзитет, локални и глобални ефекти загађења ваздуха, позитивни утицај вегетације на квалитет ваздуха и заштита ваздуха од загађивања.

У овој монографији наведена су најновија сазнања из области аерозагађења и биодиверзитета и препоруке и мјере у рјешавању проблема уништавања биодиверзитета, са освртом на подручје града Бање Луке. Монографија је настала на основу искустава аутора у овој области, али и релевантних научних сазнања о аерозагађењу и заштити биодиверзитета.

Користимо и ову прилику да захвалимо рецензентима на корисним примједбама и сугестијама које су дали ауторима приликом писања ове монографије.

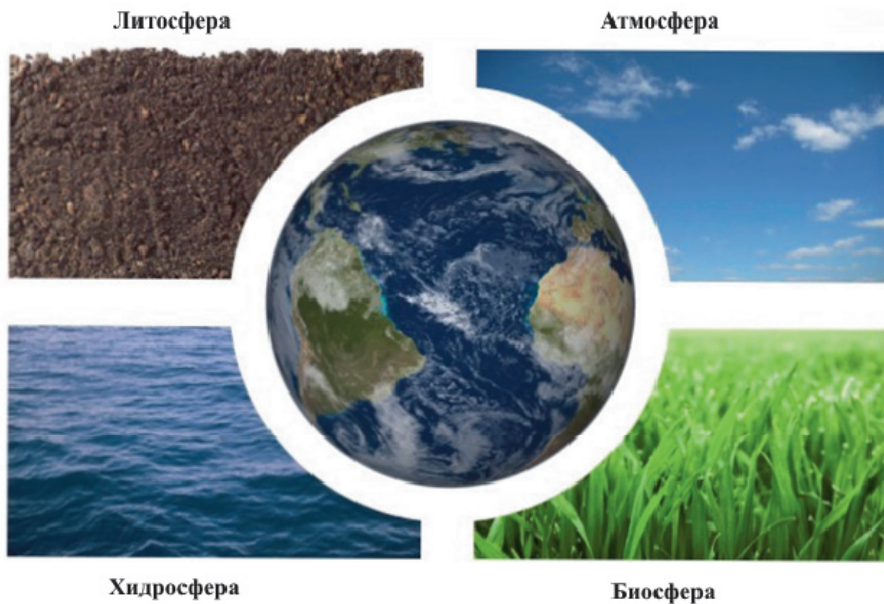
У Бањој Луци, јануара 2021. године.

Аутори

1. УВОД - АЕРОЗАГАЂЕЊЕ И БИОДИВЕРЗИТЕТ

1.1. АЕРОЗАГАЂЕЊЕ

Атмосфера (ваздушни омотач Земље) је слој гасова који окружује планету Земљу и који задржава Земљина гравитација. Једна је од четири велике земаљске сфере, поред хидросфере, литосфере и биосфере [1] (слика 1). На Земљи је постојала прије хидросфере, мада се сматра да је примарна атмосфера протоземље настала у свемиру. Секундарна атмосфера се значајно разликовала од данашње и настала је као посљедица развијања гасова из Земље [2].

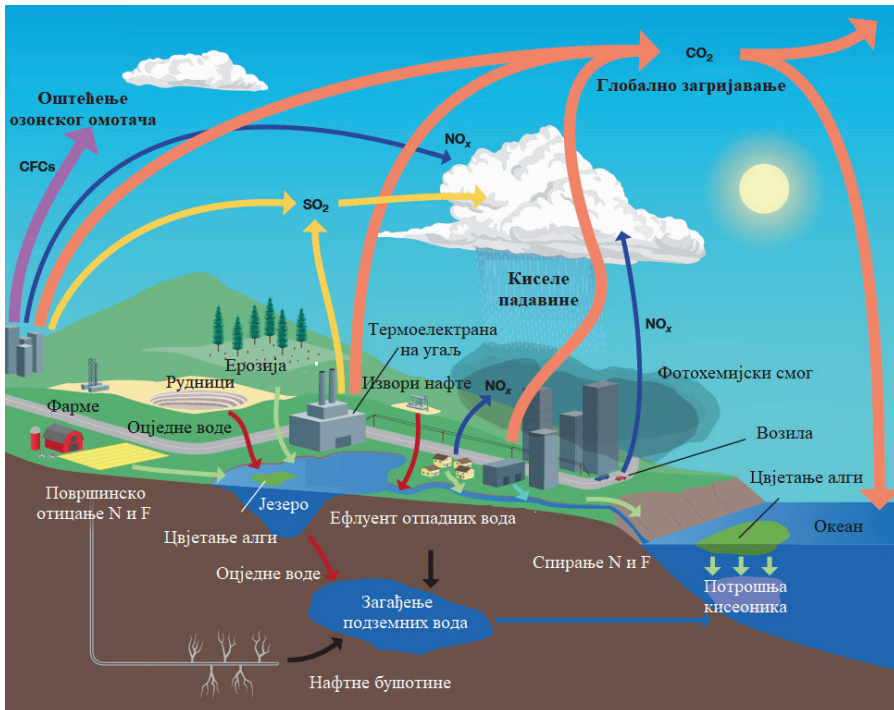


Слика 1. Земљине сфере [3]

Осим воде, земљишта и биодиверзитета, ваздух је неопходан елемент животне средине и представља ваздушну средину која окружује земаљску куглу. Највећи дио ваздуха налази се у приземном слоју Земље, дебљине 20 km [4], док је чак 99% масе атмосфере у слоју до 99 km изнад Земљине површине [5].

Атмосфера има вишеструки значај за одржавање живота на Земљи. На првом мјесту треба истаћи да атмосфера снабдијева живи свијет кисеоником и угљен-диоксидом, штити од негативног ултраљубичастог (UV – *Ultraviolet*) и космичког зрачења, смањује температурне екстреме и утиче на ток биогеохемијског циклуса, а посебно на циклус кружења воде.

У XX вијеку, због убрзаног, једностраног и неконтролисаног технолошког развоја, великог исцрпљивања природних ресурса, неконтролисаног пораста становништва и недовољног знања и еколошке етике, у природну средину емитоване су велике количине отпада, деградирајући је у великој мјери [6]. Такав тренд настављен је и у XXI вијеку. Сваким даном је животна средина загађенија различитим врстама загађења услед сталног развоја индустрије, саобраћаја и других дјелатности којима се човјек бави (слика 2). Све је мање неизмијењене природе, а зоне човјекове активности више се шире и у њима услови живота и рада све мање задовољавају најосновније захтјеве уобичајеног живљења.



Слика 2. Загађење ваздуха, земљишта и воде [7]

Посљедњих деценија убрзанији развој и раст људске популације и потреба за енергијом довели су до повећања различитих врста штетних хемијских материја у атмосфери а загађење ваздуха постаје већи проблем за човјечанство. Најчешће загађујуће материје у ваздуху су сумпор-диоксид, азотни оксиди, угљен-моноксид, угљоводоници и честице које имају значајну улогу у утицају на биохемијске и физиолошке процесе биљака и које на крају доводе до губитка приноса [8] и угинућа биљке. Атмосфера, осим претходно наведених загађујућих материја које се уобичајено појављују у урбаним срединама, може да садржи и специфичне загађујуће материје које емитује индустрија, нпр. олово, сумпор-водоник, хлор, флуориди, азбест, полихлоровани бифенили, диоксини и сл. [9]. Загађење ваздуха је посљедица савременог начина живота, које у индустријски развијеним и урбаним срединама доводи до утицаја на здравље становништва. Упоредо са економским развојем и негативним утицајем на животну средину, смањење загађења ваздуха дио је напора који се чини да би се побољшали услови живота и заштитила животна средина [10].

Аерозагађење или загађење ваздуха подразумијева присуство гасова и других садржаја у ваздуху који му нису својствени по природном саставу [11], те представља директно или индиректно уношење загађујућих материја у ваздух од стране човјека. Такође, представља преношење штетних природних и вјештачких (синтетичких) материја у атмосферу као директна или индиректна посљедица људске дјелатности [1]. Велики број једињења (гасова, течних и чврстих честица) може да се појави у ваздуху и као загађујуће материје које могу знатно да мијењају уобичајени састав ваздуха. Једноставно речено, ваздух је загађен када се у њему нађу материје које су стране његовом природном саставу или ако се удио неког од природних састојака повећао [9]. Загађени ваздух доводи до штетних утицаја који угрожавају људско здравље, наноси штету природним ресурсима, екосистемима и имовини и утиче на промјену климе.

Аерозагађење се дефинише и као загађеност ваздуха „које може, али не мора да се осјети чулима вида и мириса, а манифестује се преко нарушеног људског здравља, оштећења биоценоза и екосистема, кородираних изграђених објеката и њихових дијелова, смањење видљивости и непријатних мириса” [12]. Аерозагађење подразумијева сваку промјену у саставу и стању ваздуха која прелази границу прилагодљивости људског организма и доводи до његовог оболијевања

[10]. Дефинише се и као присуство високог нивоа загађујућих материја (хемијског и биолошког поријекла) у ваздуху, које може довести до нежељених ефеката на материјале, екосистем и здравље људи [8].

Балканске земље имају висок ниво загађења ваздуха и смртних случајева везаних за загађење ваздуха широм Европе. Проблем загађења ваздуха присутан је и у Републици Српској [13]. Босна и Херцеговина (БиХ) је једна од најзагађенијих земаља у Европи са аспекта присуства суспендованих честица и имала је највиши европски просјек од $55,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ суспендованих честица до $10 \mu\text{m}$ (PM₁₀), са нагласком да се мјерења обично врше у најзагађенијим подручјима. У БиХ је у 2012. години као последица аерозагађења забиљежен 231 смртни случај на 100.000 људи и по броју преминулих имала је највишу стопу смртности у Европи [14].

Атмосферске загађујуће материје, нарочито сумпор-диоксид (CO₂), халогениди (флуороводоник (HF), хлороводоник (HCl)), озон (O₃), угљен-моноксид (CO) и пероксиацетил-нитрат (PAN), настају сагоријевањем фосилних горива из различитих индустријских процеса. У атмосфери ове материје, под утицајем зрачења, мијењају своје особине и изузетно су штетне за биљке. Оштећење биљака под утицајем загађујућих материја веома је комплексно. Штетно дејство загађеног ваздуха на биљке повезано је са другим факторима, као што су: чести инверзни слојеви, високе температуре и влажност, брзина и смјер вјетра [15].

Загађујуће материје из ваздуха имају негативан утицај на биљке. Дјелују токсично (директан утицај) или промјеном рН тла (индиректан утицај), након чега слиједи солубилизација токсичних соли метала, попут алуминијума. Честице које имају негативан механички утицај падају на површински слој листа, смањују продор свјетлости и блокирају отварање стома, што утиче на процес фотосинтезе, који нагло опада [16], што доводи до оштећења или угинућа биљке. Загађујуће материје из атмосфере, у већини случајева, не прекидају своје штетно дејство ни послје уклањања из атмосфере. Утицај разноврсних загађујућих материја у ваздуху на живи свијет је многострук. Непосредно или посредно, може доћи до оштећења биљака и деградације читаве вегетације. Такође, може доћи до поремећаја у ланцима исхране, што посредно или непосредно утиче на квалитет намирница које користимо у свакодневној исхрани [17].

1.2. БИОДИВЕРЗИТЕТ

Настанак и поријекло биосфере (животног простора који је насељен живим бићима) заправо подразумејева питање настанка живота. Еволуцијом Земље, прије око 3,5 милијарди година, секундарна атмосфера полако почиње да се трансформише под дејством воде и ултраљубичастиг зрачења. Прво настају аминокиселине и масне киселине, незасићени и засићени угљоводоници и потом хетероциклични угљоводоници, као једноставни молекули. Од настанка ових једноставних органских молекула значајних за живот у вријеме прекамбријума требало је да протекне око двије милијарде година, током којих су се ови молекули комбиновали и усложњавали са мање или више успјеха, док се није створила протоплазма која је била способна да се саморепродукује. Тог момента започиње живот на Земљи [2], развој биљног и животињског свијета, што доводи до разноврсности живог свијета или биодиверзитета.

Биодиверзитет (биолошка разноврсност) је комплексан феномен који покрива све аспекте биолошких варијација. Обично се дефинише као разноврсност живота на Земљи на свим нивоима, од гена до екосистема, са еколошким и еволутивним процесима укљученим у све нивое живота [18, 19]. Биодиверзитет чине биљке, животиње, гљиве, микроорганизми, станишта, екосистеми и различити вегетацијски типови. Биолошки диверзитет укључује два нивоа биолошке разноврсности: интраспецијску (популациону) и интерспецијску (ценотичку) разноврсност. Интраспецијска разноврсност резултат је генетичке варијабилности, варијабилности узроковане дејством фактора средине и варијабилности која је настала као резултат интеракције генетичке основе и услова средине у којој се организам налази. Интерспецијска варијабилност може се сагледати на основу варијабилности унутар или између станишта, заједница или екосистема [20].

Диверзитет врста на подручју БиХ још није у потпуности истражен и документован. БиХ, са површином од 51.209,2 km², а уједно и Република Српска, има један од највиших степена биодиверзитета у Европи [21]. Разлог томе је њена територија, која се распростире у три различита геолошка и климатска региона: медитерански, евросибирско-амерички и алпско-нордијски [22]. С обзиром на број врста и површину земље, сврстана је међу пет најбогатијих земаља Европе у смислу густине и бројности врста и великог броја ендемичних биљних врста [23] и у групи је

земаља Европе са највећом флористичком разноврсношћу. На простору БиХ забиљежено је присуство 3.700 врста цвјетница, 60 врста папрати, 250 врста маховина [24], али се сматра да је према новијим схватањима тај број много већи. Тако Реџић и сарадници [25] износе податак да флору виших биљака чини 4.968 таксона, и то у рангу врста 3.882 и подврста 1.086. Број хордата процјењује се на око 500 врста. Гљиве припадају групи организама који још нису довољно истражени и регистровано их је око 2.000 врста [26, 22]. Према Брујићу [27], регистровано је 600 таксона маховина и око 80 папратњача. У БиХ је утврђено око 250 врста шумског дрвећа и грмља, са више од 200 врста представника фауне у шумама [28]. Посебна вриједност је покривеност 93% цијеле територије природном шумом [29]. Генетичка и специјска разноврсност садржана је у различитим облицима еколошке разноврсности (популације, биоценозе, екосистеми, биоми, биоциклуси, биосфера). Утврђено је 240 екосистема из чак 11 биома [26, 22]. Оно што флору БиХ чини занимљивом јесте знатан број ендемичних биљака. Досадашње процјене указују на постојање 450 ендемичних таксона, што представља 10,3% флоре БиХ [25]. Сличне податке наводи и Бјелчић [30]. Овако велики број ендемичних таксона представља процјену која је обухватила не само оне врсте које су распрострањењем ограничене на територију Балкана већ живе и ван граница полуострва.

Пописи фауне указују да је животињско царство богато и разноврсно, посебно у поређењу с другим државама на Балкану и у Европи, с тим да се на овом простору налази велики број ријетких и угрожених врста и њихових станишта. Овако велико богатство биодиверзитета у великој мјери угрожено је антропогеним утицајима и загађењем животне средине и изискује потребу за очувањем.

Само се 2% територије Републике Српске налази под заштитом. Заштићено је 27 подручја: два строга резервата природе, три национална парка, 14 споменика природе, два заштићена станишта, три парка природе и три подручја за управљање ресурсима, што је поражавајућа чињеница с обзиром на велико богатство биодиверзитетом и потенцијале природних ресурса [31].

Поред природне вегетације, урбана вегетација такође има позитиван утицај на стање животне средине, а нарочито потенцијал да допринесе смањењу концентрације загађујућих материја у градовима. Зимзелене врсте боље уклањају загађујуће гасове и честице него листопадно дрвеће, јер

задржавају своје лишће током цијеле године и имају веома велике површине [32]. Већина сумпорних и азотних оксида улази у листове биљака кроз стоме, наносећи штету фотосинтетичком апарату и инхибирајући процес фотосинтезе [33, 34]. Концентрације различитих загађујућих материја могу варирати током године услед промјена у саобраћају, гријању и индустријској производњи. Веома често се при истовременом дјеловању више загађујућих материја могу испољити синергистички (појачавање ефеката у односу на прост збир појединачних) и антагонистички односи – неутралисање дејства [15].

Длакава и наборана лисна површина помаже заустављању честица. Ако би се 25% расположивог земљишта пошумило, у урбаним подручјима то би могло резултирати већим промјенама, које се крећу од повећања 2-21% у таложењу и смањења концентрације загађујућих материја за 7% [32]. Бројна истраживања потврђују да се, у зависности од концентрације загађујућих материја (првенствено сумпорних и азотних оксида и озона) у ваздуху, мијењају бројне особине биљака, а прије свега број и величина стома [35-37]. Утицај загађења ваздуха на урбану флору и вегетацију спровођен је и на подручју Бање Луке [38-42].

Исто тако запажено је да је стомин апарат веома осјетљив на аерозагађење, што зависи не само од концентрације и врсте загађујућих материја већ и од биљне врсте [43].

Загађење ваздуха утиче на биодиверзитет када:

- мијења генетску разноврсност унутар популације,
- смањује репродуктивни потенцијал живог свијета,
- смањује приносе усјева или утиче на природну вегетацију,
- нарушава структуру и функцију екосистема.

Тешко је документовати утицаје загађења ваздуха на биодиверзитет. За разлику од уништавања станишта, што резултира изразитом и брзом промјеном животне средине, ефекти загађења ваздуха на живи свијет су суптилни и често немјерљиви због интеракције са природним стресорима [20].

2. ИСТОРИЈАТ АЕРОЗАГАЂЕЊА И ЗАШТИТЕ ПРИРОДЕ

2.1. ИСТОРИЈАТ АЕРОЗАГАЂЕЊА

Загађен ваздух, понекад неподношљив за дисање, штетан је за све живе организме, нарушава здравље становништва, мијења околину, оштећује зграде и угрожава културно-историјске споменике [44, 4].

Аерозагађење није само проблем данашњице. Асирски краљ Тукулти-Нинурта I 900. године прије нове ере посетио је град Хит, западно од Вавилона, и извијестио о необичном мирису подлоге која је коришћена за путеве. Антички Грци и Римљани имали су проблема са загађењем ваздуха у својим градовима, када су за дим имали одређење „штетан по људско здравље” [45]. Основно загађење које се јављало у кућама односило се на кување и ложење дрва и угља у домаћинствима, а потом, почетком индустријске револуције, у XVIII вијеку, јавили су се и многи други извори загађења ваздуха из индустријских процеса. Јасно је да се човјек срео са загађењем још од тренутка када је први пут открио ватру, а непријатности узроковане загађењем ваздуха уочио је када је почео користити фосилна горива.

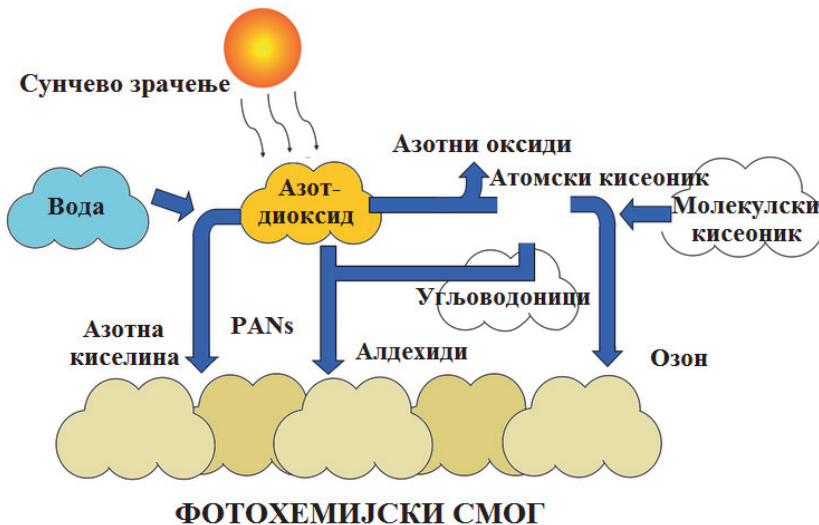
Повећање загађења десило се експанзијом индустрије и саобраћаја и ниво загађења углавном је у вези са степеном индустријализације одређеног региона и густином саобраћаја [46]. Енглеска краљица Елеанор 1157. године напустила је родни град Нотингем због неподношљивог мириса који је био последица загађења сагоријевањем угља. У Лондону током владавине Едварда III уочен је проблем загађења ваздуха, а сам краљ је 1306. године забранио употребу угља у том граду. И други енглески владари у току наредних вијекова покушавали су да забране или бар умање употребу угља у Лондону увођењем посебних такси (Ричард II) и контролом транспорта (Хенри V). Елизабета I (1533-1603), која је била алергична на дим угља, декретом је забранила коришћење угља за ложење за вријеме засједања парламента [47, 48]. У XX вијеку загађење ваздуха било је препознато као значајан друштвени проблем. У периоду између 1930. и 1950. године наведене су бројне епизоде загађења, као нпр. тровање

водоник-сулфидом (H_2S) у Белгији (у котлини Мезе) 1930. године (слика 3), затим у Пенсилванији, Сједињеним Америчким Државама (САД) (Донора) 1984. године и у Мексику (Поза Рика) 1950. године.



Слика 3. Смог у котлини Мезе [49]

Током 1940. године нова форма загађења ваздуха забиљежена је у Лос Анђелесу, позната као фотохемијски смог, а који није био резултат мијешања дима са маглом, као у случају лондонског смога (слика 4).

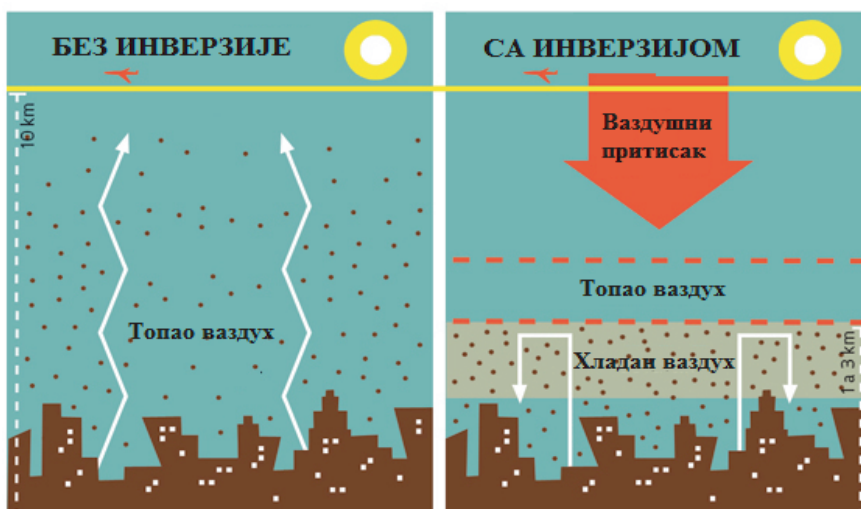


Слика 4. Настанак фотохемијског смога [52]

Фотохемијски смог јавља се у топлим мјесецима, када је вријеме сунчано и када долази до уношења угљоводоника и NOx из различитих извора. Максималне концентрације ових супстанци, због сложености процеса настајања оксиданата, јављају се у ваздуху тек након неколико сати од момента највеће емисије примарних загађујућих материја у атмосферу – око поднева (највећа осунчаност, а након јутарње гужве у саобраћају) и у касним поподневним часовима (након гужве у саобраћају при повратку становника са посла) [50, 51].

У Лондону је од 1950. до 1952. године дошло до карактеристичне епизоде загађења, познате као „лондонски смог”. Према процјенама, у периоду од петог до девог децембра 1952. године, од загађења ваздуха умрла су 2.484 становника, док је смртност у току предстојеће три недјеље износила од 753 до 945 особа [53]. Загађење је настало из индустрије и из аутомобила.

У долини Мезе, у индустријском крају, од првог до петог децембра 1930. године, због температурне инверзије, дошло је до јаке кумулације магле која је мирисала на сумпор-диоксид. Температурна инверзија је појава у атмосфери када температура, умјесто да пада, расте са висином изнад Земљине површине (слика 5).



Слика 5. Температурна инверзија [54]

Код већег броја људи јавиле су се сметње на органима за дисање са симптомима кардиоваскуларне инсуфицијенције. Краткотрајни симптоми били су упала органа за дисање, ретростернални болови, кашљање, диспнеје, астматични напади и цијаноза. У току посљедња два дана трајања ове магле умрле су 63 особе, углавном оне које су иначе боловале.

Магла у Донори 1948. године трајала је четири и по дана и узроковала је сличне симптоме као она у долини Мезе, а у разном степену погодила је 40% становништва и усмртила 20 особа (слика 6). Као и у долини Мезе, и у овом случају умрле особе су боловале од болести кардиореспираторног система [53].



Слика 6. Магла у Донори [55]

Прва истраживања загађења ваздуха на глобалном нивоу, с циљем доношења законске регулативе, била су усмјерена на испитивање токсичности загађујућих материја на људско здравље и цјелокупан живи свијет. Истраживања су довела до формирања разних центара у којима су се обављала истраживања из ове области. Вршена су испитивања токсичности загађујућих материја из атмосфере и максималне концентрације којим становништво може бити изложено [56]. Посебан допринос дале су многе мреже мониторинга ваздуха у различитим

градовима широм свијета са пратећом иновативном опремом. Веома важна информација за законодавца је и контролисање нивоа загађења ваздуха и смањење загађења, за шта се временом развио низ прво метеоролошких, а затим модела за квалитет ваздуха [51, 48].

2.2. ИСТОРИЈАТ ЗАШТИТЕ ПРИРОДЕ

Прве идеје о заштити природе јавиле су се прије неколико вијекова, и у свијету и на подручју Балкана, када се доносе први прописи којима се штите поједине биљне и животињске врсте. Зачеци законске заштите у Србији датирају још из XIV вијека. Чланом 123. Душановог законика из 1349. године рударима Сасима била је забрањена сјеча шума и утврђена обавеза садње на мјестима гдје је шума посјечена. Први пропис којим је регулисана заштита фауне у Србији била је Височнаја наредба из 1840. године, којом је био забрањен лов на јелене и кошуте и уведен ловостај за зечева, дивље козе и за „јело способне птице” [18].

Заштита природе на подручју БиХ почела је у другој половини XIX вијека заштитом одређених врста дивљих животиња. Прво званично заштићено подручје успостављено је у јуну 1954. године, у сливу Перућичког потока, са нетакнутом шумом. Само два мјесеца касније, у августу 1954. године, заштићено је Прокошко језеро на планини Враници као природна ријеткост. Први Национални парк Сутјеска основан је 1965. године, а Перућица је постала језгро парка [57]. Двадесети вијек одликује се крупним револуционарним догађајима, међу које се уврштава и „еколошка криза”, појава која је јасно дефинисана почетком седамдесетих година.

Прва конференција о животној средини, за коју се иначе сматра да је означила прекретницу у односу човјечанства према животној средини, одржана је 1972. године у Стокхолму, у организацији и под покровитељством Уједињених нација. Друга по свом значају у погледу заштите животне средине је историјска конференција Уједињених нација – Самит о Земљи, одржана 1992. године у Рио де Жанеиру [34]. На конференцији је усвојена значајна декларација, којом је институционализован концепт одрживог развоја. Усвајању овог концепта на глобалном нивоу претходило је сазнање да је дошло до великих промјена стања животне средине, загађености воде, ваздуха и земљишта, деградације многих екосистема и потрошње великих количина минералних и

биолошких ресурса. На конференцији у Рио де Жанеиру донесени су слjedeћи документи: Декларација о животној средини и развоју (Рио декларација), Агенда 21 (програм активности за XXI вијек), Конвенција о промјени климе, Конвенција о биодиверзитету и Принципи о управљању, заштити о одрживом развоју свих типова шума. На Самиту су је потписале делегације 153 земље. Конвенција је ступила на снагу 29. децембра 1993. године. Основна порука коју носи конференција у Рио де Жанеиру јесте препознавање еколошких проблема који ће у будућности изазвати тешке посљедице и довести до деградације животне средине, а поготово оне које ће погодити будуће генерације [19].

3. ИЗВОРИ ЗАГАЂИВАЊА ВАЗДУХА

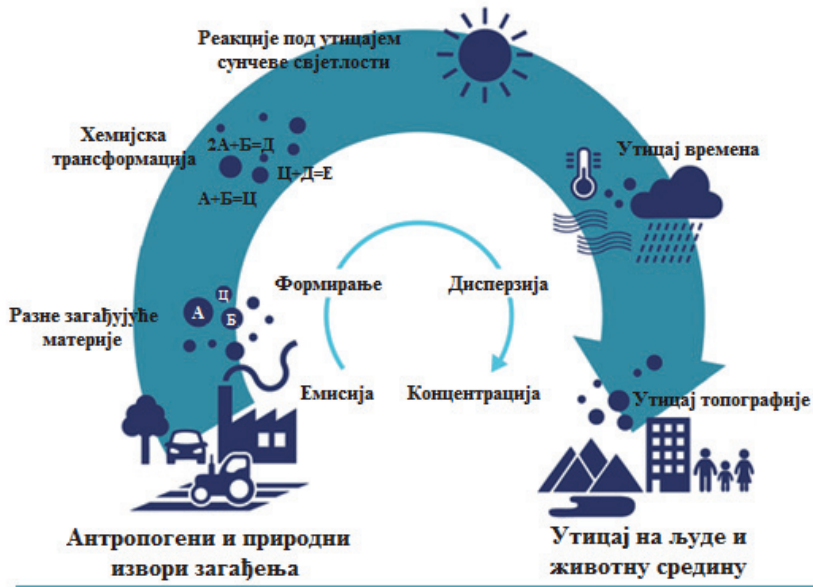
Загађење ваздуха (аерозагађење) у урбаним срединама дефинише се као појава загађујућих материја у ваздуху, чији су извори у самом граду, или се налазе у ближој околини. Извори загађења најчешће се крећу у правцу доминантних вјетрова, јер једино је вјетар тај који је у стању да у пуној мјери однесе загађен ваздух из града и изнад њега („провјетравање града”). Загађења ваздуха зависе од топографских, демографских, метеоролошких карактеристика, степена индустријализације и врсте индустријске дјелатности. Осим тога, зависе од физичко-географских услова, величине урбаног подручја, близине, врсте и површине вегетацијског покривача и површинских вода [48].

Загађен ваздух садржи нове састојке до тада непознате у уобичајеном саставу ваздуха или значајно повећање компонената уобичајеног састава ваздуха. Такође, садржи гасове, паре, димове, суспендоване честице и друге материје из различитих извора, у количинама које могу да штетно утичу на здравље људи, животну средину и материјална добра. Загађења могу да настану под утицајем физичких и биолошких промјена и могу да мијењају хемијске и физичке структуре животне средине и тако утичу на екосистем, а једна промјена у екосистему доводи ланчано до других промјена.

Извори загађивања ваздуха представљају објекте или процесе који под унутрашњим или спољашњим утицајем одају (испуштају, емитују) нечистоће у атмосферу. Извори загађења ваздуха су различити. То су, прије свега, процеси сагоријевања угља и нафте у електранама, топланама и индивидуалним кућним ложиштима, индустријским постројењима (нафтна, хемијска, металуршка и прехранбена), издувни гасови саобраћајних возила и тешких машина, процеси на депонијама отпада и др. [58, 59]. Пожари, који су појава карактеристична за депоније отпада, загађују атмосферу отровним продуктима непотпуног сагоријевања (диоксини и др.), а представљају опасност због ширења на околно растиње и објекте. Пожар се може појавити усљед активности људи, рада моторних возила и samozапалења отпада [60].

Значајне количине загађења могу да се ослободе из расхладних уређаја, спрејева и са хемијски третираних пољопривредних површина.

Током ових процеса стварају се угљен-диоксид, угљен-моноксид, продукти термичког разлагања и непотпуног сагоријевања угљоводоника (парафини, олефини, алдехиди, кетони, полициклични ароматични угљоводоници, чађ), оксиди азота и сумпора и честице (чврсте или течне) [4] (слика 7).

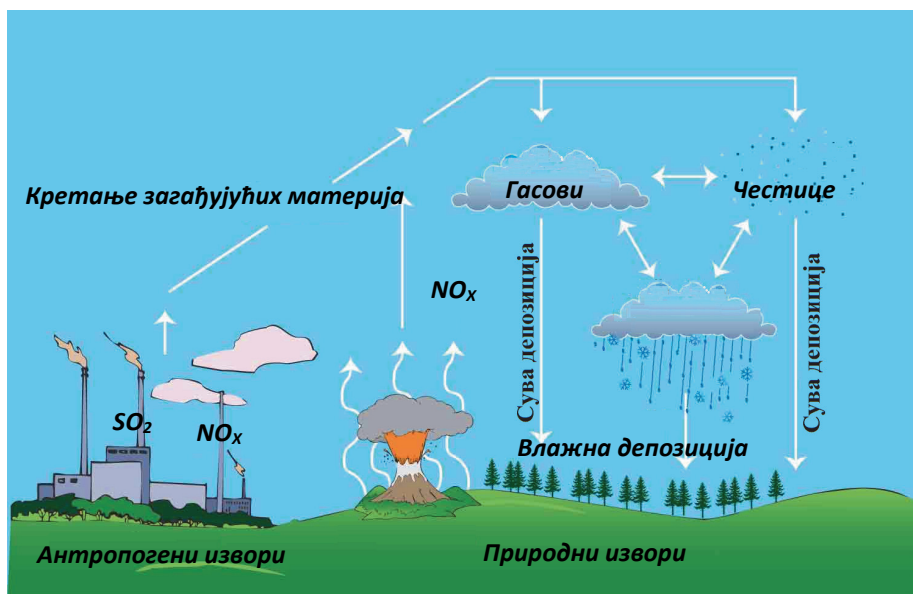


Слика 7. Извори загађења ваздуха и утицај на људе и животну средину [61]

Процес загађивања веома је разноликог карактера. Ради лакшег изучавања и упознавања са овим процесом, врше се различити покушаји класификовања елемената који узрокују процес загађивања, тј. загађујућих материја.

Загађивање по својој природи може бити физичко (буком, температуром, комуналним и индустријским отпадом), хемијско (различитим органским и неорганским, разградивим и неразградивим материјама), биолошко (микроорганизмима, вирусима, патогенима и уношењем инвазивних врста) и радиоактивно. Загађивање животне средине у суштини се односи на загађивање природних и вјештачких екосистема, односно читаве биосфере (слика 8).

У основи, загађивање се може подијелити на загађивање воде, ваздуха и земљишта. Међутим, то не значи да ваздух, воду и земљиште треба схватити одвојено. Напротив, све ове компоненте животне средине међусобно су повезане и представљају јединство, па се последице загађивања сваке од њих осјећају у осталим дијеловима животне средине.

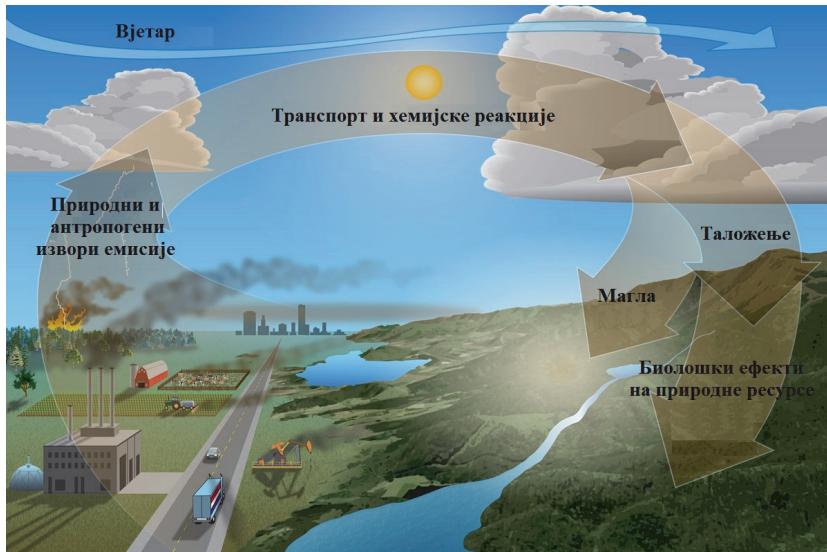


Слика 8. Антропогени и природни извори аерозагађења [62]

Природно загађивање карактерише ограничено трајање и изражена локалност (вулкани и пожари), мада и природно загађивање може да има у одређеној мјери изражен глобални карактер. Уопште узев, сагоријевање природних, највећим дијелом фосилних горива, највећи је извор загађивања атмосфере.

Антропогено загађивање је глобално и трајно и представља феномен на који се мора обратити посебна пажња. Са антропогеним загађивањем природа се, практично, први пут срела у тренутку када је човјек свјесно запалио ватру. Међутим, већ у XIII вијеку загађивање атмосфере јавља се као проблем. У савременом свијету ниво загађивања атмосфере у неком региону у корелацији је са степеном индустријализације тог региона или густином саобраћаја [63].

Загађење из природних и антропогених извора често се ствара на једном мјесту и преноси се ваздухом. Хемијске реакције дешавају се у атмосфери, при чему се мијења састав загађујућих материја и настају нове загађујуће материје. Вјетар разноси загађујуће материје, које стварају измаглицу, а таложење има ефекте на природне ресурсе (слика 9).



Слика 9. Транспорт, хемијске реакције и утицај на природне ресурсе [64]

3.1. АНТРОПОГЕНИ ИЗВОРИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА

Индустријализација, урбанизација, развој саобраћаја и неадекватна санација отпадних материја довели су до пораста штетних хемијских једињења у ваздуху [65]. Активношћу човјека у атмосферу се испуштају милиони тона различитих загађујућих материја (чврстих честица, димова, гасова и пара органског и неорганског поријекла). То су материје са различитим физичким и хемијским дјеловањем, отровне материје, радиоактивне материје, биолошки материјал, што значајно мијења састав атмосфере и битно утиче на живи свијет на Земљи [66]. Својом дјелатношћу човјек је измијенио првобитни састав атмосфере. Загађујуће материје из многих извора загађења, неизбежних пратилаца урбаног живота, у облику гаса, дима, прашине, пепела, чврстог отпада и отпадних вода убацују се у ваздух, што доводи до његове промјене. Загађење ваздуха је сложен проблем, јер се загађујућа материја може јавити у облику бројних

гасовитих, течних (аеросол) или чврстих хемијских материја. У оквиру цјелокупног загађења гасови представљају приближно 90% тежинских загађујућих материја [1].

Чистоћа ваздуха дефинише се степеном његовог загађења. Загађујуће материје из атмосфере, осим тога што неповољно утичу на здравље људи и животиња и што оштећују биљни свијет, земљиште и екосистем у цјелини, могу да изазову непријатан мирис, да умањују видљивост, оштећују фасаде, културно-историјске споменике, изазивају корозију метала и да буду извори нечистоћа [34, 67, 65]. Извори загађујућих материја су многобројни, а најзначајнији су: производња енергије, саобраћај и индустријски процеси (слика 10).



Слика 10. Антропогени извори загађења ваздуха [68]

Загађење ваздуха је у огромном порасту у већем дијелу свијета, првенствено због индустријализације, повећаног коришћења фосилних горива и повећања популације у градским областима. Веома значајни извори загађујућих материја су индустријска и кућна ложишта на фосилна горива (угаљ, нафта и земни гас) с циљем добијања енергије и топлоте. Велика потражња и потрошња енергије узроковали су озбиљно загађење ваздуха, земље и воде [69]. Загађујуће материје које се емитују из тих извора су сумпор-диоксид, органска и неорганска прашина, чађ, азотни оксиди и

сл. Индустијска и кућна ложишта за загријавање просторија имају сезонски карактер загађивања. У нашим крајевима то је од октобра до маја. Емисије које су остварене у атмосферу и које су узроковане људским активностима веома су комплексан проблем. Аерозагађење је од почетка индустријске ере изазвало значајне проблеме у високоразвијеним земљама, док аутомобили имају све већи удио загађења у другој половини XX вијека [1] и XXI вијеку [48]. Ваздух се сматра загађеним ако садржи одређене супстанце у концентрацијама које изазивају штетне последице код живих организама, прије свега код човјека. Убрзани развој савремених привредних дјелатности доводи до појаве већих количина и већег броја нових материја које се испуштају у ваздух и угрожавају човјечанство.

Развијене земље премјештају такве технологије у земље у развоју, па постоји још већи проблем глобалног загађења због немогућности спречавања емисије, јер сиромаштво тих земаља онемогућава провођење одговарајућих мјера заштите животне средине [66].

Вјештачки извори загађења ваздуха подразумијевају загађивање које је изазвао човјек директно или индиректно процесима које обавља или којима управља. Они обухватају много ширу област и могу се подијелити на пет група:

- Загађивање ваздуха термоелектранама. Ова група подразумијева све изворе загађивања у процесима трансформисања енергије горива у неки други облик енергије, првенствено трансформисане у топлотну и електричну енергију. У ову групу спадају: електране, топлане и комбинована постројења.
- Загађивање ваздуха у индустрији и пољопривреди. Ова група обухвата различите технолошке операције и процесе као што су у металургији, хемијској и другим индустријама и разне пољопривредне операције као што су копање, запрашивање и слично, којима се загађује животна средина.
- Загађивање ваздуха свим врстама транспортних средстава. У ову групу убрајају се загађивања приликом сагоријевања бензина, дизел-горива, бутана, водоника и других погонских материја. Саобраћај је, уз енергетику и индустрију, значајан извор емисија загађујућих материја у животну средину, чак је његов удио у укупним емисијама азотних оксида много већи од емисије из осталих сектора. У оквиру саобраћајног сектора друмски саобраћај је најзначајнији извор готово свих загађујућих материја (табела 1).

Табела 1. Релативни односи главних узрочника аерозагађења [4]

Главни узроци атмосферског загађења	Релативни однос (%)
Гасови и друга испарења из превозних средстава	51
Загађења из индивидуалних ложишта	16
Шумски пожари	15
Индустријски дим	14
Дим од спаљивања кућног отпада	4

- Загађивање ваздуха сагоријевањем отпадних материја. Обухвата све процесе у којима се због нагомилавања разних непотребних материја и заузимања простора врши њихово спаљивање, било у посебним пећима, било на отвореном простору.
- Загађивање ваздуха у свим осталим дјелатностима. Имајући у виду да је заиста тешко извршити класификацију вјештачких извора загађивања, она је овдје извршена према удјелу у општем загађивању ваздуха, па ова група обухвата све процесе који нису обухваћени претходним, као што су нпр. процеси хемијског чишћења, штампања, фарбања, рушења зграда, коришћење спрејева, запрашивање ради уништења инсеката и све остале процесе који доводе до загађивања ваздуха.
- Према распореду извора загађивања ваздуха, постоје:
- Појединачни или тзв. тачкасти извори, који подразумевају изоловане или међусобно довољно удаљене изворе тако да им простор који загађују није исти. Под овом врстом извора подразумевају се обично термоелектране, рафинерије или топионице поред којих у околини нема других постројења, па су оне једини извор загађења у тој области.
- Линијски распоређени извори подразумевају путеве, тј. њихову ближу околину, којима се крећу транспортна средства, односно извори загађивања.
- Површински распоређени извори подразумевају велики број мањих извора загађења ваздуха. Примјер за то су градови, индустријски центри у којима изворе чине нпр. котловнице за гријање, мање фабрике и сл.

Извори загађења одају нечистоће у облику честица и гасова или комбиновано гасова и честица, те се на основу тог критеријума може извршити подјела извора у зависности од нечистоће која из њих настаје.

Према времену трајања загађивања, подјела је извршена на:

- изворе трајног загађивања (високе пећи, термоелектране и др.),
- изворе повремених загађивања.

Постоји и подјела вјештачких извора загађења на стационарне, покретне и површинске, али и изворе загађења у затвореним просторима (слика 11).



Слика 11. Покретни, стационарни, површински и природни извори загађења ваздуха [64]

Стационарни извори су карактеристични за подручја везана за пољопривредне активности, рударство и каменоломе, индустрију и индустријска подручја и урбане средине (загријавање, спаљивање отпада, индивидуална ложишта и др.). Често се загађивачи из урбане средине, али и из пољопривреде, посебно издвајају као површински извори загађења ваздуха.

Покретни извори обухватају све врсте возила са унутрашњим сагоријевањем, чији број стално расте, те су све већи загађивачи ваздуха у насељима, а и ван њих, током читаве године. Сагоријевањем бензина и других нафтних деривата у моторним возилима у ваздух доспијевају бројни и опасни састојци (чађ, сумпорни оксиди, азотни оксиди, угљен-моноксид, олово и сл.) [48].

Извори загађења у затвореним просторима обухватају дим из цигарете, биолошка загађења (полен, гриње, инсекти, бактерије, гљивице и алергени поријеклом од домаћих животиња), емисије од сагоријевања и загријавања, емисије од различитих материјала и материја као што су испарљива органска једињења, олово, радон, азбест и сл. Истраживања у Бањој Луци и Добоју показала су значајно присуство бактерија и гљивица, али и хемијских штетности у радном простору здравствених установа [70-73]. Биоаеросоли, као што су ћелије бактерија и гљивица и њихове споре, доприносе 5-34% загађења ваздуха у затвореном простору [74]. Као један од елемената животне и радне средине, ваздух нема своју микробну флору и фауну, јер представља веома непријатно окружење за живот и раст микроорганизама. Међутим, велики број микроорганизама преноси се ваздухом, што може изазвати разне болести код људи, животиња или биљака [75].

3.2. ПРИРОДНИ ИЗВОРИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА

Осим антропогених фактора, постоје и природне појаве које могу да загађују ваздух а које су одувијек присутне у биосфери. Природни извори загађења ваздуха су: разношење земље и пијеска, шумски пожари, ерупције вулкана, минерални и термални извори, површине океана, космичка прашина, земљотреси, олује и др. [1]. У ту групу спадају и минерали, биљне, животињске и микробијалне загађујуће материје [46]. Хемијске и физичке особине и штетност појединих материја које се ослобађају из природних извора различите су. У природне изворе загађивања убрајају се и прашина ношена вјетром, аероалергени (полен и остали), честице морске соли, дим, летећи пепео и гасови од шумских пожара, гасови из мочвара, микроорганизми (бактерије и вируси), магла, вулкански гасови (метан, угљоводоници, оксиди азота и др.) и пепео, природна радиоактивност, метеорска прашина, природна испарења и озон настао приликом варничења (слика 12).



Слика 12. Природни извори загађења ваздуха: а) вулканска ерупција и б) прашина [76, 77]

У земљама са великим извориштима нафте дугогодишњи пожари који непрестано трају представљају један од сталних природних загађивача атмосфере. Загађење ваздуха вулканском активношћу може бити повремениг, а понекад и сталног карактера, јер вулкани у стању мировања у атмосферу ослобађају водоник-сулфид, угљен-моноксид и метан [47]. Приликом шумских пожара ствара се велика количина угљеникових оксида. Гасове могу да ослобађају и неке термалне воде. Из океана у атмосферу доспијевају хлориди и нека друга једињења.

Шумским пожарима стварају се велике количине азотних оксида и честица, које се емитују у атмосферу. Током 2019. године, али и претходних година, у Сибиру и шумама Амазоније (Бразил) због великих пожара дошло је до великих губитака за екосистем (слике 13. и 14).

Пожари могу имати значајне посљедице за цијелу планету. Пожари у региону Амур од почетка 2018. године уништили су подручје око шест пута веће него у истом временском периоду 2017. године и довели до испуштања скоро двоструке годишње емисије угљеника Москве у једном мјесецу [78]. Амазонију, као високопродуктивни екосистем са веома израженим биодиверзитетом, током јануара 2019. године погодило је више од 75.000 пожара. Број је готово удвостручен у односу на 2018. годину. Амазонске прашуме су витални дио глобалног екосистема, стварајући 20 одсто кисеоника на Земљи и дом је за милион становника [79]. Највећа заслуга Амазоније није само у производњи кисеоника него у амортизовању ефеката климатских промјена и смањењу повећања угљен-диоксида [80].



Слика 13. Пожар у Сибиру [78]



Слика 14. Пожар у Бразилу [81]

У тропским шумама долази до распадања органске материје, што изазива појаву различитих гасовитих једињења, као нпр. метана, кетона, алдехида и многих других сложених угљоводоника, која се емитују у атмосферу и учествују у стварању озона [1]. Шуме четинара ослобађају терпене, изнад мочвара се шире испарења водоник-сулфида (H_2S) и амонијака (NH_3), сулфати и нитрати. Неке дрвенасте врсте испуштају у атмосферу на стотине врста угљоводоника и њихових деривата [47]. Иако биљке, због свог фиксног живота и широке дистрибуције, спадају међу прве жртве загађења ваздуха, оне такође могу бити извор секундарног загађења. Током велике врућине биљке емитују испарљива органска једињења (VOC), попут терпена, једног од прекурсора озона, и велики број биогених испарљивих органских једињења, која могу дјеловати као прекурсор озона и смога, посебно када су присутни азотни оксиди и повољни климатски услови [82, 83].

Извор загађења је и сам човјек са својим метаболизмом, што нарочито долази до изражаја у великим градовима и густим популацијама. Човјек у просјеку дневно ослобађа 10 m^3 ваздуха засићеног парама воде који садржи 4% угљен-диоксида, 600 g зноја итд. [46].

Типичан примјер природног извора загађења на које човјек нема утицаја јесу ерупције вулкана. При ерупцији вулкана Ел Чикона (Мексико) 29. марта 1982. године у атмосферу је доспјела велика количина пепела, камена и вулканске прашине [84]. Директно је у атмосферу доспјело 40.000 тона хлороводоничне киселине (HCl). Истовремено је у атмосферу доспјело 20 милиона тона сумпор-диоксида, што је приближно 10% годишње емисије која настаје спаљивањем угља и нафте. Чак и без већих ерупција вулкани емитују знатне количине гасовитих загађења. Тако је вулкан Килауеа (Хаваји) у периоду од 1956. до 1983. године емитовао у тропосферу 7,6 милиона тона сумпора (претежно као H_2S и SO_2), 500.000 тона хлоридне киселине и 2,2 милиона тона флуороводоника. Осим тога, дневно емитује 800 kg пара живе и низ угљоводоника: метан, алдехиде, кетоне, толуол и друге материје. Уз сталне мање емисије угљен-диоксида вулкани га могу изненада емитовати и у већим количинама, као што је то био случај у августу 1986. године у Камеруну. Због земљотреса из језера Ниос ослобођен је угљен-диоксид, који је усрртио више од 1.700 људи [5].

Природни извори угљен-моноксида емитују око 50 овог отровног гаса годишње у атмосферу. Настајање угљен-моноксида повезано је са

распадањем органских материја, оксидацијом угља, шумским пожарима, вулканима, оксидацијом метана, издвајањем из океана и дисоцијацијом угљен-диоксида у стратосфери [85].

Осим хемијских материја које доспијевају у ваздух, у њега могу доспјети и алергене материје. Оне у човјековом организму стварају антибијела и доводе до алергијских болести. Распростиру се ваздухом и преко органа за дисање доспијевају у организам човјека. Аероалергени се у атмосфери налазе у много мањим концентрацијама него остале загађујуће материје у ваздуху, али и у тим концентрацијама могу да изазову болести које су распрострањеније него што се мисли. Међу аероалергенима могу се разликовати материје мале молекулске тежине (метали, материјали за лемљење, лијекови, диизоцијанати, анхидриди, боје, разноврсне хемијске материје и сл.) и материје велике молекулске тежине, најчешће протеини биљног поријекла, као што су полени, плијесни, гљиве и бактерије, материје животињског поријекла, попут житних паразита, епитела и длака људи и животиња, протеини инсеката, риба, птица, секретни мишева и пацова те различити ензими [53].

Појавом нових извора загађења животне средине насталих повећаном урбанизацијом током развоја људског друштва све присутнији је и проблем загађења ваздуха алергеним поленом [82].

Полен (цвјетни прах) у сезони цвјетања широко је распрострањен алерген који изазива најчешће поленску кијавицу, астму, уртикарије и друге појаве на кожи код људи. Антигена моћ полена зависи од његовог хемијског састава, а прије свега од албуминског дијела њихових бјеланчевина. Око 15-30% човјечанства има алергијске тегобе, а од тог процента око 20% припада алергији на полен [86]. Иако је велики значај у постојању разноврсности и богатству флоре, одређен број биљних врста су алергене биљке које изазивају штетне ефекте за људско здравље. Овакве биљне врсте продукују веће количине полена, цвјетног праха у ваздуху, што је у уској вези, и то у периоду када цвјетају [87]. Полен појединих биљних врста достиже високе концентрације у ваздуху, преноси се вјетром и, с обзиром на то да на значајан дио људске популације има негативан утицај, окарактерисан је као загађујућа материја.

Продукција поленових зрна сматра се природним извором загађења, а карактеристике полинације, као што су периоди полинације и дневне концентрације полена, могу бити коришћене као параметри дефинисања

загађивања ваздуха [88]. Велика продукција полевих зрна и преношење полена вјетром, што су особине анемофилних биљних врста, омогућавају да се полен преноси на удаљеност од 10 до 100 km (слике 15. и 16).



Слика 15. Полен као природни извор загађења ваздуха [90]



Слика 16. Амброзија као природни извор загађења ваздуха [91]

На тај начин осјетљиве особе инхалирају дневну дозу алергена која код њих може да изазове алергијску реакцију. Мјерење концентрације алергена битно је јер омогућава да се осјетљиве особе свакодневно информишу ради превенције. Такође, ово мјерење је и помоћ у ефикасном лијечењу пацијената у здравственим установама, побољшању рада комуналних служби које треба да уништавају коров и спречавају полинацију алергених биљака и слично [89].

Концентрација и врста полена у ваздуху у корелацији су са метеоролошким параметрима (падавине, температура и влажност ваздуха), који су важни због прогнозе концентрације и врсте полена у ваздуху.

Циљ спровођења оваквих мјерења и истраживања јесте да се пружи права информација за јавност како би се омогућила ефикаснија превенција алергијских болести код људи [88]. Превентивна мјера за смањење полена у градовима јесте избјегавање садње врста са алергеним особинама у парковима и зеленим површинама, а садња оних које немају или имају мало алергено својство.

За израду аеропалинолошких извјештаја и прогноза врши се идентификација полена 24 биљне врсте: лијеска, јова, тиса и чемпреси, бријест, топола, јавор, врба, јасен, бреза, граб, липа и платан (слика 17), орах, храст, бор, конопља, траве, боквица, киселице, коприве, штирови, пелин, амброзија и дуд. Временски период током којег се врши континуирано узимање узорака дефинисало је Међународно удружење за аеробиологију и код нас почиње око првог фебруара (вријеме почетка цвјетања лијеске и јове) и траје до првих дана новембра (завршетак цвјетања пелина и амброзије) [92].

а)



б)



Слика 17. Липа и платан као алергене врсте (Бања Лука, 2019)

На подручју града Бање Луке рађена су истраживања концентрације полена, при чему је установљено да су током седмогодишњег периода за поленске представнике породице Betulaceae утврђени доминација полена брезе и знатно мањи проценат укупне количине полена јове и љешника. На годишњем нивоу максимални укупни број поленових зрна по m^3 (p/m^3) за црну јову (*Alnus glutinosa*) регистрован је 2014. године ($426 \text{ p}/\text{m}^3$). Исте године за љешник је регистрован максимални укупни број од $311 \text{ p}/\text{m}^3$, док је за брезу у 2011. години регистрован максимални укупни број од $1.223 \text{ p}/\text{m}^3$ [93].

Плијесни и гљиве, односно њихове споре, чест су узрочник астме, алергијског алвеолитиса, вазомоторне кијавице, екцема и уртикарије. Постоји око 80.000 разних врста гљивица, од којих респираторну алергију изазивају претежно гљивице које живе као паразити или сапрофити на биљкама, док су гљиве које паразитирају на човјеку и животињама већином безопасне.

Аероалергени животињског поријекла играју важну улогу у настанку алергијских болести. Животињске длаке и епител (перут) и перје птица чест су узрок алергија. Прашине ове врсте чешће су у становима, гдје излазе из јастука, одјеће и сл. и таложе се као прашина по кући.

Остали аероалергени потичу из биљних смола, сјемена памука, рицинуса и соје, разних мушица, свиле и љепила направљених од животињских костију. Осим тога, свака друга биљна или животињска бјеланчевина, довољно сасушена или уситњена да са ваздухом доспије у плућа, може да дјелује алергено [53].

Човјек нема утицаја на природно загађење, па је потребно обратити посебну пажњу на антропогено загађивање ваздуха, односно атмосфере, јер високе концентрације загађујућих материја, најчешће у градовима, није лако елиминисати из животне средине.

4. ФАКТОРИ УГРОЖАВАЊА ПРИРОДЕ И БИОДИВЕРЗИТЕТА

Човјек је од самог почетка своје биолошке и културне еволуције утицао на друге врсте и њихова природна станишта [94]. Изградња стамбених насеља, индустријских погона и путева уништава природне екосистеме, а њихово мјесто заузимају вјештачки екосистеми, који се често претварају у „урбане пустиње” [95]. Очување биодиверзитета природних екосистема једна је од најважнијих обавеза за човјечанство у XXI вијеку. Опстанак човјека непосредно је условљен очувањем природних ресурса планете, чија је основа биодиверзитет њеног живог свијета. Стога је у савременим стратегијама развоја уврштен и концепт заштите и очувања биодиверзитета, односно планирање привредног и друштвеног развоја, уз рационално коришћење ресурса и очување природе и животне средине. Човјек и његов утицај на природу основни су разлог губитка биодиверзитета данас [18]. Фактори редуције биодиверзитета су бројни. Промјене у биосфери настају усљед различитих фактора, од којих је данас најизраженији утицај антропогеног фактора. Основни узрок губитка биодиверзитета јесу прекомјеран раст људске популације, повећана потрошња и смањена ефикасност ресурса [96] (слика 18).

Најугроженије врсте примарно су угрожене деградацијом и деструкцијом станишта на којима живе. Промјена климе приморава врсте да мијењају своја изворна станишта, која се суочавају са фрагментацијом све већих размјера. Степен садашњих климатских промјена прилично је висок, тако да многе врсте нису у могућности да довољно брзо изврше дисперзију [18].

Основни проблеми, нарочито када је ријеч о угрожавању природе и биодиверзитета Републике Српске, јесу прекомјерна експлоатација ресурса (специјског и екосистемског диверзитета), неодрживо коришћење ресурса, које доводи до девастације, деструкције и деградације екосистема, и непостојање адекватних мјера за заштиту биолошке и предионе разноврсности. Систем мониторинга, тј. организовано прикупљање података о просторној и временској организацији укупне биолошке и предионе разноврсности и њиховој хетерогености, у погледу научног и стручног нивоа није довољно развијен [97]. На републичком и на локалном

нивоу (Бања Лука) у посљедње вријеме присутни су различити фактори који доводе до угрожавања природе. Они се огледају кроз мијењање услова станишта и уништавање природних екосистема, фрагментацију екосистема и станишта и непосредно или посредно загађење воде, земљишта и ваздуха. Овакво угрожавање природе изазива кумулативни ефекат и доводи до постепених или наглих промјена у структури биодиверзитета.



Слика 18. Основни узроци губитка биодиверзитета [96]

Често је присутно мијењање услова станишта и уништавање природних екосистема усљед различитих облика утицаја човјека. Неки од примјера су уништавање и сјеча вриједних и законом заштићених стабала приликом извођења грађевинских радова, нарочито када се граде велики пословно-стамбени комплекси у градској зони. Присутно је и мијењање пејзажних карактеристика терена приликом непланске експлоатације минералних и рудних богатстава, рада на површинским коповима, вађења шљунка и сл. Чести су и интензивна конверзија шумских станишта кроз

сјечу шума, интензиван лов (нарочито „трофејне дивљачи“) и фрагментација екосистема и станишта те пресијецање коридора за кретање животиња (нарочито код изградње путева и саобраћајница, великих стамбених блокова, у масовној пољопривредној производњи и сл.), што је у директној вези са неефикасним нивоом успоставе еколошких коридора.

Све чешћа појава је и непосредно или посредно загађење воде и ваздуха [98]. То доводи до промјена физичких, хемијских и биолошких карактеристика животне средине и нарушавања свих елемената биолошке разноврсности [94].

Ваздух се загађује када се различити гасови и ситне честице чађи и прашине ослобађају и одлазе у атмосферу [94]. Загађење ваздуха настаје и од повећане емисије димова, честица и осталих продуката сагоријевања фосилних горива из индивидуалних ложишта и градског система топлификације. Присутно је и коришћење горива лошег квалитета и ријетки су система за пречишћавање отпадних емисија у индустријским постројењима и сл.) [97].

Земљиште се загађује промјеном његових физичких, хемијских и биолошких својстава [94]. До загађења земљишта долази приликом изградње инфраструктуре, насеља, сјече шуме, изостанка плодореда и органског ђубрења. Пумпне станице, аутомобили, индустријски погони; коришћење вјештачких ђубрива у пољопривреди; тешки метали из атмосфере; примјена пестицида у пољопривреди; нитрати из чврстог и течног стајњака на фармама и неправилна примјена; неуређени водотоци и каналска инфраструктура, плављење тла; смањење зелених површина и све интензивнија крчења шума ради изградње стамбено-пословних објеката извори су загађења и деградације земљишта [98]. Сви ови утицаји изазивају кумулативни ефекат доводећи до постепених или наглих промјена у структури биодиверзитета.

Вода се загађује физички (чврстим отпадом, нарочито пластиком, суспендованим честицама, загријаним индустријским водама), хемијски (тешким металима, органским и неорганским једињењима међу којима има и токсичних), биолошки (пренамножавањем бактерија, алги, гљива) и радиоактивно (ослобађањем радиоактивних материја током нуклеарних проба, хаварија, испуштања радиоактивног отпада) [94]. Велики број отворених депонија отпада/дивљих одлагалишта у руралним и сеоским срединама угрожава животну средину. Присутно је загађење водотока

директним канализационим испустима (само на ријечи Врбас од извора до ушћа мапирано је 307 извора загађења) без сепаратних система и дивљим одлагалиштима на обалама ријека уз еутрофикацију (природни процес који се одликује постепеним повећањем количине органске материје, нарочито азота и фосфора) и токсификацију површинских вода [97, 99]. Прекомјерни унос фосфора у површинским водама води ка повећању примарне продукције (фотосинтеза) и повећању седиментације (таложења). Посљедице процеса еутрофикације јесу пораст бројности непожељних врста алги, трошење доступног кисеоника и продукције токсичних продуката насталих од фитопланктона [100]. Посљедице свега овог су нежељене промјене у екосистему, поремећаји равнотеже организама присутних у води, измјене квалитета воде, што може довести до одумирања екосистема. Долази и до бујања модрозелених алги и такозваног „цвјетања воде“, које поспјешује еутрофикацију [94]. Еутрофикација доводи до пораста великог броја врста у обалском региону, гдје је и најзаступљенија. Прогресивна еутрофикација узрокује раст планктонских алги, доводећи до повећања и акумулације биомасе.

Еутрофикација може неповољно утицати на могућност коришћења водних ресурса за друге намјене. Повећана продукција акватичних биљака резултира повећаним садржајем органских материја, које се бактеријски разлажу, продукујући непријатне мирисе, трошећи расположиви кисеоник, те тако ремете развој других водених организама. Прекомјерни раст биљака може пореметити и неке рекреативне активности, попут пливања и веслања. Степен потрошње кисеоника, посебно у хладнијим, дубљим водама, гдје се распадне органске материје могу накопити, може редуковати квалитет рибљих станишта и подстаћи размножавање риба које су прилагођене на услове са мање кисеоника или на топлије површинске воде. Анаеробни услови могу, такође, проузроковати ослобађање додатних нутријената из дубљих слојева седимената. Нутријентима обogaћене воде стимулишу продукцију алги, што повећава мутноћу и обојеност воде. Еутрофикација може настати природним и вјештачким путем. Природна еутрофикација је процес који се дешава као резултат геолошког старења неког затвореног воденог тијела, најчешће језера, док се код канала јавља вјештачка (културна) еутрофикација. У слатким водама које нису или су врло мало загађене фосфор је увијек најзначајнији лимитирајући фактор за биљну продукцију. Његова улога у еутрофикацији копнених вода је позната већ дуго времена. Наравно, осим фосфора као фундаменталног узрока

еутрофизације, постоји и азот, не мање значајан, али и други фактори (силицијум, други нутријенти, свјетлост, хидродинамика, хемијски ефекти и сл.) који детерминишу тип биљке, количину, вријеме и сукцесију произведене биомасе.

Еутрофизација се догађа када у води дође до повећања нутријената. Тада се услед редукције садржаја кисеоника у води ствара окружење које није повољно за рибе и друге животиње, што доводи до угинућа риба и других животиња у води (слика 19).



Слика 19. Утицај киселих киша на водени екосистем и појава еутрофизације [101, 102]

Све чешћа појава је и неконтролисано ширење алохтоних (унијетих, страних, интродукованих) врста биљака које се настањују на неком подручју и успјешно успоставе популације. Ова појава углавном је посљедица глобализације (трговина, путовања морем, ваздухом, земљиштем). Алохтоне врсте живе ван свог ареала и на нова станишта могу да доспију намјерним или случајним дјеловањем човјека. Неке алохтоне врсте се без штетних посљедица лако уклапају са аутохтоним (домаћим) врстама и не ремете равнотежу у природним екосистемима. Међутим, ако су алохтоне врсте компетативно надмоћније од аутохтоних врста и ако почну да их потискују нарушавајући изворни биодиверзитет, тада је ријеч о инвазивним врстама. Инвазивне врсте су оне биолошке врсте које доспијевањем на нова станишта услед одсуства природних непријатеља почињу неконтролисано да се размножавају и заузимају расположиве еколошке нише [94].

Типичан представник ове групе је амброзија (*Ambrosia artemisifolia*), чије контролисање је нарочито тешко на приватним запуштеним парцелама у насељима као што су Ада, Врбања, Чесма, Новоселија и приградска насеља у Бањој Луци. Амброзија узрокује здравствене проблеме људима, док чивитњача (*Amorpha fruticosa*) трансформише поплавне пашњаке у обрасле терене у року од неколико година и значајно мијења структуру пашњака и поплавних низијских шума [97]. Кисело дрво пајасен (*Ailanthus altissima*) је инвазивна врста чије брзо ширење представља велики проблем код нас и у земљама у окружењу (слика 20).



Слика 20. Инвазивна врста *Ailanthus altissima* [103]

Веома брзо се шири и расте, угрожавајући опстанак аутохтоних/домаћих биљних врста, тачније, потискује их из природног станишта. Токсини из листова и излучевина коријена (аилантин) отежавају раст већем броју других биљних врста. Пајасен мијења изглед предјела, а због ријетког распореда грана онемогућава гнијежђење птица. У Бањој Луци се налази на подручју града (у парку „Младен Стојановић“, на Кастелу итд.), према рубним дијеловима шума (Бањ брдо, Траписти, Старчевица), у појединим дијеловима парковског зеленила и на запуштеним парцелама. Његово брзо ширење у будућности може направити велики проблем, нарочито шумама.

Утицај страних инвазивних врста толико је велик у свијету да се данас сматра како су управо стране инвазивне врсте, након директног уништавања станишта, највећи узрок губитка биодиверзитета на Земљи. Трошкови уклањања штете настале оваквим врстама, које се често необуздано и непредвидиво шире на штету осталих врста и тиме нарушавајући равнотежу екосистема, много су већи од мјера превенције [97]. Међутим, с обзиром на то да се природни екосистеми убрзано

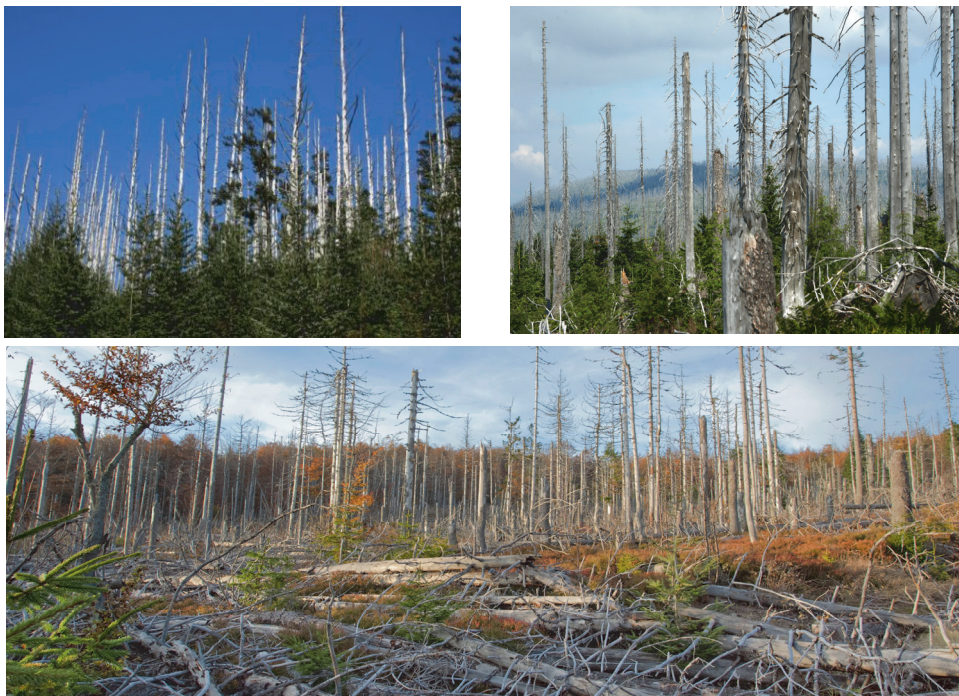
уништавају, унесене врсте улазе и у такве измијењене природне екосистеме, доводећи до још већих нежељених промјена.

Непосредна штетна дејства на флору највише се манифестују у пољопривреди и шумарству и већином су везана за емисију сумпор-диоксида и настајање оксиданаса. Тако, на примјер, бријест у шумама живи до 300 година, а у граду је његов животни вијек краћи од људског и износи свега 45 година. Од многобројних дјелатности у шумарству, прије свега, тоталне и санитарне сјече могу имати врло негативне ефекте на биодиверзитет, посебно у заштићеним објектима природе. Тоталне сјече шума непосредно доводе до дугорочног уништавања станишта шумских врста и замјене секундарним екосистемима, који се одликују малим диверзитетом флоре и фауне. Санитарна сјеча шума један је од видова негативних утицаја на шумске екосистеме, посебно у заштићеним шумским зонама резервата и националних паркова. Посебан проблем угрожавања биодиверзитета је и неадекватно пошумљавање шумским монокултурама (најчешће четинарима). Осим непосредних утицаја, јављају се и секундарне последице, које се огледају у смањеној отпорности биљака према мразевима и разним штеточинама [2].

Шуме покривају велики дио копна и њихова улога је од непроцјењивог значаја за опстанак живог свијета на Земљи у функцији произвођача кисеоника, стабилизатора структуре и конзистенције земљишта, модератора климе, регулатора нивоа подземних вода, антиерозионог фактора и извора драгоцјених сировина. Међутим, површине под шумама стално се смањују, крчењем, непланском сјечом, изградњом саобраћајница, насеља, индустријских постројења, а један од видова губитка шумских екосистема је и сушење.

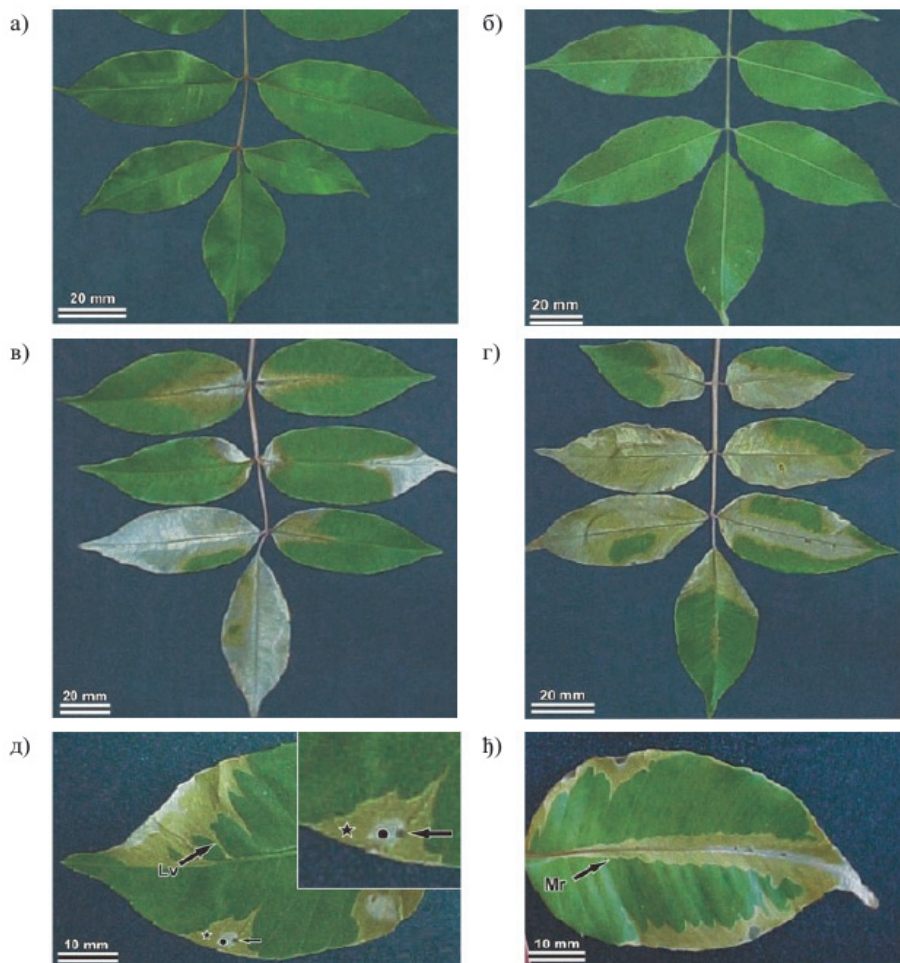
Главни узрок савременог масовног сушења шума јесте загађење изазвано природним или антропогеним путем [34] (слика 21).

Штетно дјеловање загађења ваздуха на шумске екосистеме, али и на пољопривредне културе, шуме, паркове и вегетацију заснива се на чињеници да токсичне материје (сумпор-диоксид, оксиди азота, озон и др.) нарушавају фине структуре и функционисање виталних органа биљака, прије свега листова и коријеновог система. Нарочито испољавање штетног утицаја загађујућих материја изражено је у интеракцији са другим еколошким факторима, као што су повећана влажност ваздуха, интензивна освијетљеност или повишена концентрација угљен-диоксида [34, 107].



Слика 21. Посљедице пропадања шуме под утицајем киселих киша [104-106]

Промјена шумске вегетације планина Сан Бернардино у јужној Калифорнији примјер је утицаја загађеног ваздуха на биодиверзитет. Дуго излагање вегетације фотохемијским оксидансима доводи до смјене четинара у корист храстових шума, које су отпорније на ваздух загађен озонем. Главни узрок пропадања четинара је смањена фотосинтетска активност услед фолијарних оштећења и пријевременог отпадања иглица. Такође, долази до сузбијања радијалног раста стабљика и смањеног задржавања хранљивих материја у иглицама. Индиректни ефекти на борове укључивали су повећану осјетљивост на нападе инсеката и топлоту. Могу имати директне токсичне ефекте, док промјена рН подлоге, праћена солубилизацијом токсичних соли метала, као код алуминијума, изазива индиректни негативан утицај на биљке [8]. На слици 22. приказан је утицај на листове *Spondias dulcis* трећи, шести и девети дан излагања емисији штетних гасова из топионице алуминијума.



Слика 22. Листови *Spondias dulcis* а) трећи б), шести (в) и девети (г-ф) дан излагања емисији из топионице алуминијума [108]

Приликом ових истраживања забиљежено је да је на почетку боја листова била јаркозелена (а). Касније почиње појаве: некрозе листа (б), некроза која се јавља у свим дијеловима листа (в), висок проценат листова са некрозом (г), некроза која напредује кроз бочну вену (д), а садржи три зоне различитих боја: затамњену (стрелица), сиву (круг) и смеђу (звјезда) до некрозе која напредује кроз средњи дио (ф) [108].

5. ЗАГАЂУЈУЋЕ МАТЕРИЈЕ И УТИЦАЈ НА БИОДИВЕРЗИТЕТ

Непрекидним избацавањем у атмосферу огромних количина загађујућих материја човјек је у великој мјери промијенио састав атмосфере, нарочито изнад густо насељених области Земље [11] и индустријских региона. Данас се у атмосферу избацује бесконачно много тона различитих честица, гасова и других загађујућих материја. Оне ремете квалитет ваздуха, посебно у урбаним и индустријским подручјима. Степен загађености ваздуха постаје глобални проблем данашњице, који је настао услед интензивне индустријализације и пораста укупног броја становника на Земљи.

Међу знатним изворима загађења у градовима јесу различите хемијске супстанце које се употребљавају у домаћинствима и велике количине материја које нису биодеградибилне. У већини урбаних подручја издувни гасови из моторних возила чине 57-75% укупне емисије [109]. Осим тог, у ваздух доспијевају и честице и из других извора (грађевинарство, индустрија грађевинског материјала, као што су мљевање и дробљење камена, цемента и др.). Честице могу довести до нарушавања еколошке равнотеже и узроковати негативне посљедице за здравље људи, животиња и биљака [110].

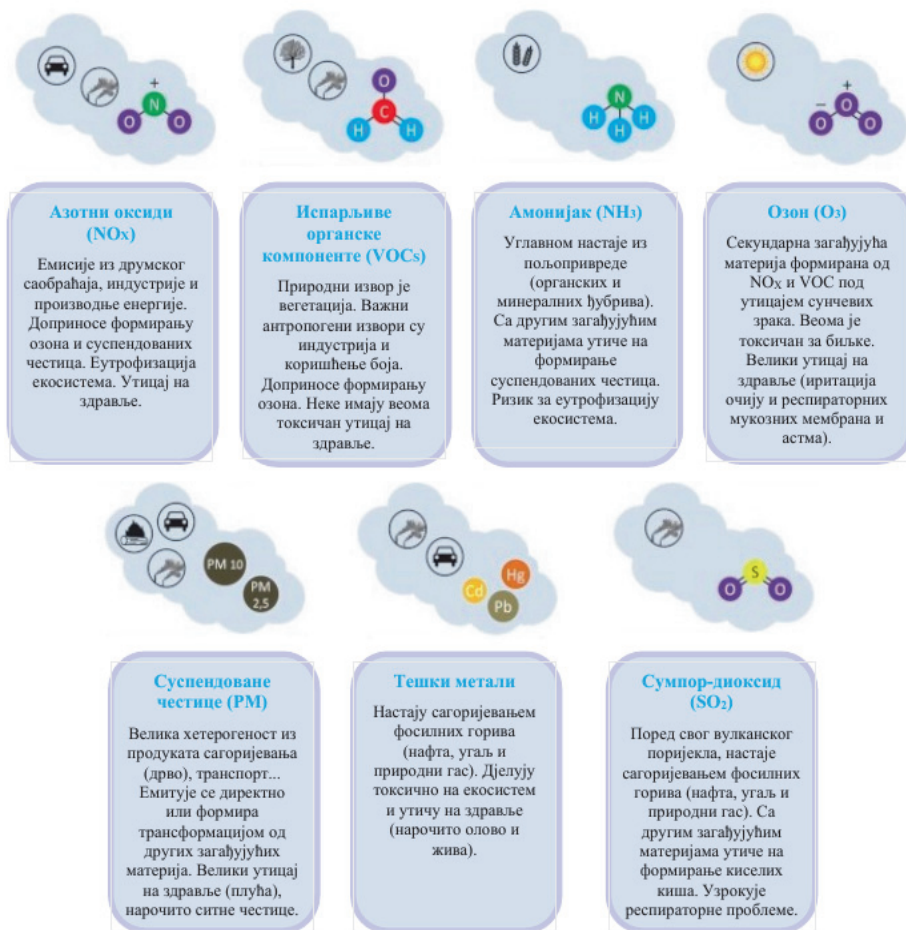
До сада је идентификовано више стотина различитих загађујућих материја, а треба истаћи могућности стварања нових, до сада непознатих једињења, насталих под утицајем сунчевог зрачења и електричног пражњења. Индустријски развој без значајнијих мјера заштите животне средине резултирао је дуготрајним присуством загађујућих материја у компонентама животне средине (вода, ваздух и земљиште) и повећањем нивоа буке у животној средини.

Загађење животне средине, самим тим и ваздуха, данас је попримило огромне размјере, па су чак значајне концентрације загађујућих материја забиљежене и на Антарктику. Међу њима има опасних и карциногених, као што су дуготрајне органске загађујуће и друге материје [111].

У посљедњих неколико деценија у многим истраживањима проучаван је штетни утицај различитих загађујућих материја из ваздуха на

биљни свијет, с посебним акцентом на дејство сумпорних и азотних оксида и озона [112].

У атмосферу се испуштају велике количине различитих загађујућих материја (гасова, пара и честица). Оне загађују ваздух и често путем киселих падавина изазивају несагледиве посљедице за водене екосистеме, шумске комплексе, земљиште и вегетацију (слика 23).



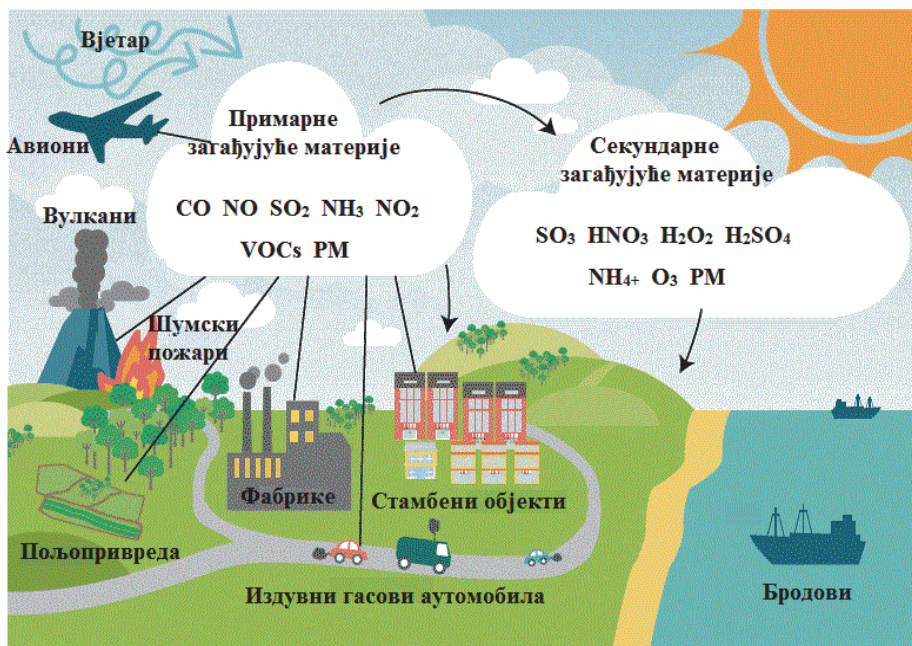
Слика 23. Загађујуће материја у ваздуху, њихово поријекло и утицај [83]

Према својствима, загађујуће материје могу бити:

- растворљиве или нерастворљиве у води,
- растворљиве или нерастворљиве у уљима и мастима,

- биоразградиве или бионеразградиве,
- реактивне или нереактивне са другим супстанцама и
- стабилне или нестабилне у животној средини.

Према начину настанка, загађујуће материје дијеле се на примарне и секундарне [9] (слика 24).



Слика 24. Примарне и секундарне загађујуће материје [113]

Примарне загађујуће материје потичу из познатих извора (димњака и др.), не распадају се лако и емитују се директно у атмосферу. У њих убрајамо једињења угљеника, сумпора, азота и халогена, затим чврсте и кондензоване честице и радиоактивне материје. Једињења сумпора, азота и угљеника најчешће се јављају у виду оксида. Примарне загађујуће материје ваздуха могу се налазити у облику честица, течних или чврстих, малих димензија.

Састав секундарних загађујућих материја ваздуха је мање познат. Оне настају физичко-хемијским реакцијама, односно сједињавањем и међусобним мијешањем природних загађујућих материја или у интеракцији са природним састојцима ваздуха (фотохемијски смог).

Најзначајније секундарне загађујуће материје у ваздуху су једињења сумпора, азота и угљеника и озон.

У табели 2. дати су молекуларни састав и карактеристике главних загађујућих материја у ваздуху.

Табела 2. Молекуларни састав и карактеристике главних загађујућих материја у ваздуху [1]

Загађујућа материја	Састав	Карактеристике
Сумпор-диоксид	SO ₂	Без боје, тежак, у води растворљив гас, оштрог мириса, иританс
Честице	промјенљив	Чврсте честице или течне капљице, укључујући испарења, дим, прашину и аеросоле
Азот-диоксид	NO ₂	Црнкастосмеђ гас, растворљив у води
Угљоводоници (и друга испарљива једињења)	промјенљив	Многобројна једињења водоника и угљеника
Угљен-моноксид	CO	Без боје, мириса и укуса, хемијски загушљиви гас, слабо растворљив у води
Озон	O ₃	Блиједоплави гас, растворљив у води, нестабилан, опорог мириса
Сумпор-водоник	H ₂ S	Безбојан гас, врло непријатног мириса на покварена јаја, слабо растворљив у води
Флуориди (флуороводоник)	промјенљив	Оштри, безбојни, растворљиви у води гасови (флуороводоник)
Азот-моноксид	NO	Безбојан гас, слабо растворљив у води
Олово	Pb	Метал, јавља се у разним једињењима са различитим карактеристикама
Жива	Hg	Метал, јавља се у разним једињењима са различитим карактеристикама

Загађујуће материје могу да буду у сва три агрегатна стања и означавају материју чије испуштање у животну средину утиче или може утицати на њен природни састав, особине и интегритет. Чести су и изрази преузети из стране литературе, на примјер „штетни агенс”, „полутант”, „контаминант”, који се користе за означавање свих загађујућих материја: хемијске, физичке и биолошке природе [48], па чак и ријеч загађивач, коју не треба употребљавати, јер се искључиво односи на извор загађења, а не

на загађујућу материју. Загађујуће материје се често дијеле на природне и антропогене загађујуће материје (табела 3).

Табела 3. Природне и антропогене загађујуће материје у атмосфери [4]

Гас	Извор	
	Главни антропогени	Природни
Сумпор-диоксид (SO_2)	Сагоријевање угља и нафте, топионице обојених метала и црна металургија	Вулкани
Водоник-сулфид (H_2S)	Хемијски процеси	Вулкани, биолошка активност у мочварама
Угљен-моноксид (CO)	Сагоријевање, мотори са унутрашњим сагоријевањем	Шумски пожари, реакције терпена
Азотни оксиди (NO_x)	Сагоријевање	Бактеријска активност у земљишту, електрично пражњење
Амонијак (NH_3)	Обрада отпада	Биолошко разлагање
Азот-субоксид (N_2O)	Индиректно, коришћењем азотних ђубрива	Биолошка активност у земљишту
Угљоводоници (HC)	Сагоријевање, мотори са унутрашњим сагоријевањем, хемијски процеси	Биолошки процеси
Угљен-диоксид (CO_2)	Сагоријевање	Биолошко разлагање, из океана

Загађење ваздуха може се посматрати као локално, регионално и глобално.

Локално подразумеје градове и крупније индустријске регионе, регионално простор од неколико километара, па и континент и глобално, које је карактеристично за цијелу планету. Глобално загађење је последица локалног и условљено је ваздушним струјама којима се загађен ваздух из једних области преноси у друге, удаљене регионе. Тада се говори о прекограничном загађењу.

На подручју Европе највећи проблем данас представљају повећане концентрације приземног озона због његовог штетног дејства на здравље и екосистеме. Присутан је и проблем киселих киша, највише због штетног утицаја на шуме, и повећан ниво честица.

Неадекватно одлагање отпада, урбанизација и развој саобраћаја довели су до пораста штетних хемијских једињења у ваздуху и њиховог утицаја на биљке и животиње (табеле 4. и 5).

Табела 4. Загађујуће материје из природних извора, поријекло и ефекти на биљке и животиње [16]

Загађујућа материја	Поријекло	Ефекти
Сумпор, хлор и суспендоване честице, чађ и угљен-моноксид, метан, испарљиве органске компоненте (VOCs), аеросоли од крчења и паљења шума: CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , N ₂ O, NH ₄	Вулкани, шумски пожари, фарме животиња, нарочито преживара, четинари	респираторни иританси, повећана респираторна функција, болести пробавног система и оштећења ћелијских мембрана биљака

Аерозагађењем се модификују природне карактеристике атмосфере и оно није само локални проблем. Велике количине загађујућих материја преносе се на велике удаљености и загађење постаје међународни проблем, недаћа Земље и свих њених становника.

Табела 5. Загађујуће материје из антропогених извора, поријекло и ефекти на биљке и животиње [16]

Загађујућа материја	Поријекло	Ефекти
Угљен-моноксид, угљен-диоксид, сумпор-диоксид, азотни оксиди, флуориди и супстанце са флуором, хлорином (Cl ₂), броминим (Br ₂) и јодидом (I ₂), мале суспендоване честице, VOC, метан, амонијак и радијација	Рударство, нафтна индустрија, енергетска индустрија – заснована на фосилним горивима, производња опеке, керамике и стакла; производња алуминијума и челика, производња флуороводоничне киселине, фосфатне хемикалије и ђубрива, централно гријање, хемијска и металуршка, постројења за унутрашње сагоријевање, индустријски отпад, бука	респираторни иританси, повећана респираторна функција, формирање секундарних загађујућих материја (PAN, O ₃), ефекти на плодност земљишта, респираторне болести, токсични ефекти на живе ћелије, ефекат гасова стаклене баште, токсични ефекти, карциногена својства, акумулација у ткивима, блокирање различитих процеса и смањење стратосферског озона

CO, CO ₂ , NO, NO ₂ , N ₂ O, NH ₃ , CH ₄ , SO ₂ , оксиди тешких метала, H ₂ SO ₄ , SPM, HC, VOC, аеросоли: оксидација морске соли сумпорним гасовима, органски аеросоли и пестициди	Пољопривреда: паљење вегетације, денитрификацијски процеси, претјерано ђубрење земљишта и прекомјерна употреба пестицида	формирање секундарних загађујућих материја (PAN, O ₃), ефекти на плодност земљишта, респираторне болести, ефекат гасова стаклене баште, токсични ефекти, кисела киша и смањење стратосферског озона
Аеросоли из транспорта и грађевинарства NO _x , CO, HCl, олово и остали тешки метали, суспендоване честице (SPM)	Загађење из моторних возила, бука	смог, повећање респираторних обољења, оштећење ћелијске мембране биљака, карциногена својства, акумулација у ткивима, блокирање различитих процеса и смањење стратосферског озона
Аеросоли CFC, HC, H ₂ S, CH ₄ , CO ₂	Постројења за пречишћавање, депоније отпада	карциногена својства, акумулација у ткивима, блокирање различитих процеса и смањење стратосферског озона

Досадашња истраживања загађујућих материја већином су се односила на њихово дјеловање на човјека и дјелимично на животиње. Истраживања на биљкама углавном су рађена у погледу зависности ефеката од врсте и стања развијености организма, трајања експозиције и концентрације, односно количине усвојених штетних материја у јединици времена, њихово комбиновано дејство као и акумулација. Када се повећава концентрације загађујућих материја у атмосфери, долази до поремећаја изузетно осјетљиве биолошко-хемијске и просторне равнотеже природних компоненти животне средине.

APIS (*UK Air Pollution Information System*) је дефинисао критичне нивое за загађујуће материје које штетно дјелују на биодиверзитет [114] (табела 6). Ове вриједности нису специфичне за станиште, али су одређене тако да покривају широке типове вегетације (нпр. шумске, коровске, природне, са антропогеним утицајем), често са вриједностима за осјетљиве лишајеве и бриофите. Критични нивои изведени су експерименталним праћењем и показују различите ефекте на вегетацију. Укључују и видљиве симптоме оштећења под утицајем изложености (нпр. промјену боје листа и губитак листа) и промјену састава врста у вегетацији.

Табела 6. Критични нивои за загађујуће материје [114]

Загађујућа материја	Рецептор	Период	Критични ниво
NO _x	Сви	Година	30 µg/m ³
NO _x	Сви	24 сата	75 µg/m ³
SO ₂	Усјеви	Година	30 µg/m ³
SO ₂	Шумска и природна вегетација	Зима (од 1. октобра до 31. марта)	20 µg/m ³
SO ₂	Шумска и природна вегетација	Година	20 µg/m ³
SO ₂	Осјетљиви лишајеви	Година	10 µg/m ³
NH ₃	Лишајеви и бриофите (гдје су кључни дио екосистема)	Година	1 µg/m ³
NH ₃	Остала вегетација	Година	3 µg/m ³ (са распоном несигурности од 2-4 µg/m ³)

Загађујуће материје, често токсичне, које се налазе у ваздуху или се таложе на земљиште или водене екосистеме могу да утичу на дивље животиње на више начина. Као и људи, животиње временом могу да имају здравствене проблеме због излагања токсинима из ваздуха. Токсини из ваздуха доприносе урођеним оштећењима, утичу на репродуктивно здравље и изазивају болести животиња. У неким случајевима усљед загађења популација дивљих животиња трпи велике губитке или се чак суочава с изумирањем. Дуготрајне загађујуће материје које се полако разграђују у животној средини често се накупљају у седиментима и могу се биомагнификовати у ткивима животиња до концентрација много пута већих него у води или ваздуху. Изложеност дивљих животиња токсичним загађујућим материјама, као што су диоксини и жива, доводи до смањења плодности, оштећења репродуктивних органа и промјене имунолошког система. Озон, сумпор-диоксид, азот-диоксид, тешки метали, диоксини и жива могу утицати на крвни, респираторни, гастроинтестинални и централни нервни систем животиња и циљне органе, попут бубрега, јетре и мозга. Такође, могу утицати и на цјелокупну популацију, јер загађење металима може проузроковати промјене у наталитету, расту и стопи смртности. Закисељавање мањих водних тијела широм свијета, углавном због емисије угљен-диоксида, може довести до смањења и губитка рибљих

популација. Осим што директно утичу на поједине животиње или популацију, загађујуће материје из ваздуха такође индиректно утичу на дивље животиње мијењањем и оштећењем екосистема [115].

Загађење ваздуха, модификујући физиологију и биохемију биљака, има одлучујући утицај на интеракције биљака и инсеката. Често доводи до промјене боје биљке, што снажно утиче на боју повезаних инсеката. У Енглеској, у индустријским областима, велико загађење ваздуха довело је до нестанка лишажева и тамњења дебла брезе у XIX вијеку. Паприкасти мољац (*Biston betularia*), који је обично бијели мољац са црним мрљама, нађен је углавном мутиран, знатно тамнији (слика 25). То се објашњава чињеницом да су тамни лептири, које је теже уочити, били боље заштићени од птица предатора од свијетло обојених јединки [83].



Слика 25. *Biston betularia*: а) прије и б) после загађења [83]

Исти феномен примијећен је у Паризу 80-их година XX вијека код свилене бубе (*Samia cynthia*), која се драматично адаптирала од свијетлобез да веома тамносмеђе боје да би се прилагодила свом окружењу.

Загађење ваздуха такође нарушава хемијску комуникацију између биљака и инсеката. Дјелујући индиректно на хемијске комуникационе супстанце (хемијски посредници), одређене загађујуће материје, као што је озон, нарушавају односе биљака и инсеката [83].

Дјеловање аерозагађења на екосистем нарочито је изражено у близини извора загађења, гдје су високе концентрације загађујућих материја. Високе концентрације изазивају деструкцију структуре екосистема и ланчане промјене које воде ка упрошћавању екосистема, а тиме утичу и на његову дестабилизацију. Ако дође до смањења нивоа загађења, могући су и процеси опоравка путем секундарне сукцесије [47]. Често се дешава да биљке, упркос својој моћи биоконцентрације, не могу

да опстану на загађеним стаништима. То се дешава у близини цементара, фабрика минералних ђубрива и сл., гдје долази до одумирања биљака. Пепео који настаје при сагоријевању мрког угља са већим садржајем соли може изазвати некрозу код биљака, а повећање концентрације од 5% доводи до изумирања биљака [9].

5.1. СУМПОРНИ ОКСИДИ

5.1.1. Основне карактеристике

Сумпорни оксиди, као што су сумпор-диоксид (сумпор(IV)-оксид, SO_2), сумпор-триоксид (сумпор(VI)-оксид, SO_3), сумпораста киселина (H_2SO_3), сумпорна киселина (H_2SO_4) и соли ових киселина, загађујуће су материје које се уобичајено налазе у ваздуху [6].

Сумпор-диоксид је безбојан и незапаљив гас, загушљивог мириса. Не ствара експлозивне смјеше. Тежи је од ваздуха и добро се раствара у води.

Једињења сумпора антропогеног поријекла настају сагоријевањем фосилних горива и из појединих индустријских процеса. Око трећина присутног сумпор-диоксида у атмосфери настаје сагоријевањем фосилних горива, угља и нафте, који садрже једињења сумпора. Угаљ као фосилно гориво, осим других састојака, садржи 0,2-5% сумпора у виду једињења. Код процеса сагоријевања сумпорна једињења прелазе у сумпор-диоксид који, заједно са димним гасовима, одлази у атмосферу. Дио сумпор-диоксида настаје при појединим технолошким процесима у хемијској индустрији и металургији.

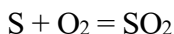
Једињења сумпора, као загађујуће материје, емитују у атмосферу природни процеси, углавном у виду сумпор-водоника, и различити индустријски и енергетски процеси (антропогеног поријекла). Извори сумпор-диоксида у природи су вулканске ерупције, из којих се емисија сумпора распростире глобално, по цијелој планети. Допринос овог извора у укупном загађењу је мали, док су у океанима и на копну значајан извор биолошка разлагања под утицајем анаеробних бактерија, када се ствара велика количина сумпор-водоника и, у мањој мјери, меркаптани, који у додиру са кисеоником из ваздуха стварају сумпор-диоксид [66].

Већина људи сумпор-диоксид осјећа при концентрацији од 2.620,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ у ваздуху, када се може осјетити његов карактеристични кисели укус.

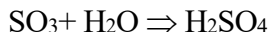
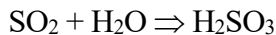
Емисија једињења сумпор-диоксида драстично је већа у зимском него у љетном периоду, због сагоревања фосилних горива. Урбана и индустријска подручја садрже веће концентрације ове загађујуће материје. Просјечне концентрације сумпор-диоксида у урбаним подручјима су 26,2-52,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Међутим, садашње концентрације могу да буду много веће. Градови који су са просјечном годишњом концентрацијом сумпор-диоксида од 26,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ могу да очекују концентрацију од 1.048-1.834 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ у најнеповољнијим данима и 2.620-5.240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ у најнеповољнијим сатима у току дана [6]. Истраживања указују да је у Бањој Луци током 2006. године забиљежена просјечна годишња вриједност сумпор-диоксида од 10,14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ово указује на то да истраживано подручје није оптерећено овом загађујућом материјом и вриједности су испод граница од 20 до 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, које се најчешће јављају у урбаним срединама [116-119], док је у предјелима далеко од било каквих човјекских активности природни ниво сумпор-диоксида испод 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [34]. Највеће концентрације забиљежене су током јануара (39,35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), фебруара и децембра (18,10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ и 18,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), због интензивног ложења горива која садрже сумпор, као што је угаљ, и саобраћаја [120, 117]. Током августа забиљежена је изузетно ниска просјечна мјесечна вриједност (1,97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), што се сматра незнатним загађењем током овог мјесеца. Бања Лука је подручје које у погледу сумпор-диоксида представља зону са незнатно загађеним и чистим незагађеним ваздухом и није примијећен значајан утицај на људе, флору, фауну те природна и људским радом створена добра [121]. Концентрације преко милион $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (акцидентално) врло су опасне, а могу бити и леталне.

Сумпор-диоксид има једноставну конверзију у сумпорну киселину (H_2SO_4). Оксиди сумпора из атмосфере реагују са капљицама водене паре и стварају сумпорасту (H_2SO_3), па сумпорну киселину. Путем киселих киша сумпорна киселина веома штетно дјелује на метале, разне материјале, водене екосистеме, вегетацију и на здравље човјека. Сумпорна киселина је нестабилна и лако се поново разлаже на сумпор-диоксид и воду.

Механизам настанка сумпор-диоксида је сљедећи:



Механизам настанка H_2SO_3 и H_2SO_4 је следећи:



Ефекти сумпор-диоксида на животну средину могу бити различити:

- смањење видљивости – сумаглица се јавља када се свјетлост прелама (расипа) или апсорбује на честицама или гасовима у ваздуху,
- настајање киселе кише – сумпор-диоксид и азотни оксиди реагују са другим супстанцама у ваздуху и формирају киселине које се депонују као киша, магла, снијег или суве честице,
- естетске штете – сумпор-диоксид убрзава пропадање грађевинског материјала и фасаде, укључујући незамјењиве споменике, статуе и скулптуре.

Да би се спријечило загађење сумпор-диоксидом, индустрија је развила методе уклањања и редукације сумпора из минералних извора прије, током и након сагоријевања. Десулфуризација димних гасова, било обновљива или необновљива, сматра се најефикаснијим методом за уклањање сумпор-диоксида [122, 123]. Међутим, све методе имају и предности и недостатке, који се односе на трошкове, укупну ефикасност и отпад који се ствара током десулфуризације минералних извора. Неке од метода, када се говори о десулфуризацији у мањој мјери, ослањају се на адсорбене, као што су зеолити и активни угаљ [69].

5.1.2. Утицај на биодиверзитет

Сумпор-диоксид у контакту са биљкама може да изазове два типа оштећења, акутно и хронично. Акутно оштећење, изазвано релативно кратким утицајем већих концентрација сумпор-диоксида, манифестује се у оштећењу ћелија, које се суше. Видљиви симптоми дјеловања сумпор-диоксида на биљке јављају се прије свега на листовима, иако промјене на биохемијском и физиолошком нивоу почињу много раније [47, 34]. Болест се испољава промјеном боје листа, која постаје као боја слоноваче, а понекад се мијења до тамноцрвене. Код хроничних оштећења, која настају

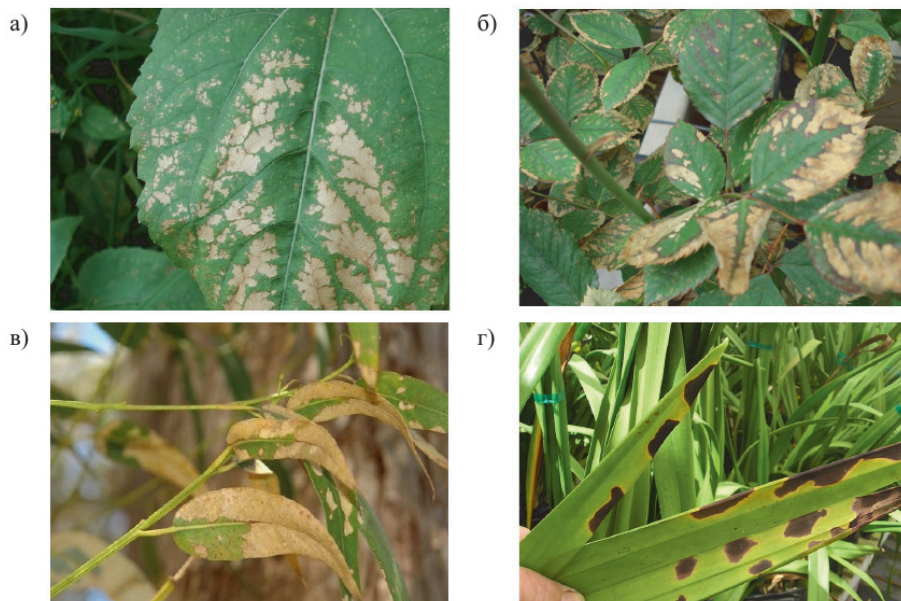
при дужим експозицијама биљака мањим концентрацијама сумпор-диоксида, боја листа постаје жута уз појаву пигментације.

На основу досадашњих истраживања може се закључити да постоје биљне врсте различите осјетљивости на присуство сумпор-диоксида, па се најчешће класификују у три категорије; осјетљиве, средње осјетљиве и отпорне биљке. У веома осјетљиве убрајају се *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Larix decidua* (слика 26), у средње осјетљиве *Abies grandis*, *Acer rubrum*, *Pinus nigra*, *Sorbus aucuparia*, док се у јако отпорне убрајају *Ligustrum vulgare*, *Sophora japonica*, *Buxus sempervirens*, *Ptelea trifoliata*. Ова подјела има важну улогу при одабиру за садњу толерантнијих врста на загађење [47, 34, 124].



Слика 26. *Larix decidua*, јако осјетљива врста на аерозагађење кроз годишња доба: зима, прољеће, љето и јесен [125]

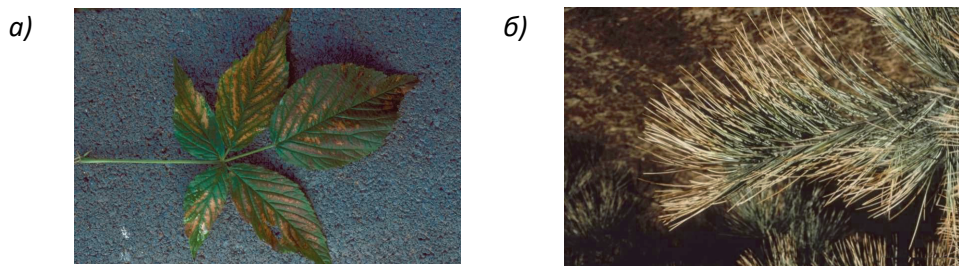
Посљедица загађивања ваздуха емисијама из различитих извора јесу и негативни ефекти на екосистеме и вегетацију [47]. Значајни ефекти за вегетацију могу настати ако је средња годишња концентрација сумпор-диоксида $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [17]. На сумпор-диоксид су осјетљиве многе врсте дрвећа, као на примјер јасен и бреза, а веома су осјетљиве и житарице [47]. Nelson & Sewake [126] су пратили ефекат сумпор-диоксида испуштеног из вулкана Килауеа током 2007. и 2008. године на биљке и забиљежили су оштећења на листовима (слика 27).



Слика 27. Утицај сумпор-диоксида из вулкана Килауеа на оштећења листова: а) сунцокрета, б) руже, в) еукалиптуса и г) орхидеје [126]

Сумпор-диоксид улази у лишће биљке претежно дифузијом гасова кроз стома. Од броја и величине стома зависи унос сумпор-диоксида. Остали фактори, као што су свјетлост, влажност, температура и брзина вјетра, такође су важни јер утичу на чврстину заштитних ћелија и на интензитет фотосинтезе и дисања. У малим концентрацијама сумпор-диоксид може оштетити епидермалне и заштитне ћелије и изазвати повишену проводљивост стома и већи улазак гасова у биљно ткиво [127]. Овај гас у значајној мјери ремети одвијање процеса фотосинтезе. Промјене које изазива огледају се у појави хлорозе, некрозе и пријевременог опадања листова. И у одсуству видљивих симптома јављају се метаболичке промјене и долази до смањења приноса и раста биљака [17]. Након усвајања преко листова сумпор-диоксид се лако преноси кроз биљку реметећи основне метаболичке процесе, фотосинтезу и транспирацију. При вишим концентрацијама сумпор-диоксида оба ова процеса се успоравају. Сумпор-диоксид изазива промјене у структури хлорофила доводећи до његове деструкције. Други механизам дјеловања сумпор-диоксида на хлорофил могао би бити искључење из функције путем денатурације протеинске компоненте тилакоида којим су повезана порфирина језгра

молекула хлорофила. Синергистички ефекат на оштећење листова настаје када су биљке истовремено изложене сумпор-диоксиду и озону [16, 128, 112] (слика 28).



Слика 28. Утицај сумпор-диоксида на: а) лист купине (*Rubus sp.*) и б) борове иглице (*Pinus sp.*) [129]

Поремећаји које у метаболизму изазива сумпор-диоксид углавном су последице инхибиције или модификације ензима, што се може детектовати и прије појаве видљивих симптома оштећења. Овакве анализе користе се као биохемијске индикације загађења сумпор-диоксидом. Сумпор-диоксид утиче на бројне ензиме, а модификација активности одвија се у смислу инхибиције једних или повећања активности других ензима. То се, на примјер, односи на пероксидазе, ензиме који оксидују токсичне метаболите, а који су резултат разних стресова, укључујући и загађење. Због тога су пероксидазе врло погодне за биохемијски мониторинг у функцији ране дијагностике [34]. На сличан начин понаша се и каталаза. Колико је ова реакција бурна показују подаци Kellera [130], који је третирањем *Abies alba* са 50-130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ SO_2 нашао повећање активности пероксидазе за 70%.

На подручју Бање Луке нису забиљежене високе вриједности сумпор-диоксида, али због високе релативне влажности ваздуха и низа хемијских реакција у којима се сумпор-диоксид претвара у сумпорну киселину, повећавају се штетни ефекти на живи свијет [118]. Допринос проучавању утицаја аерозагађења на биљке на подручју Бање Луке дали су различити аутори [131, 132, 39, 40]. Ољача и сар. [131] утврдили су да постоји разлика у броју стома код *Aesculus hippocastanum* и *Betula pendula* узетих из загађеног и незагађеног дијела града. Јањић и сар. [39] су на неколико

локалитета у Бањој Луци, проучавајући утицај загађујућих материја из ваздуха на стеме *Aesculus hippocastanum*, забиљежили да различите концентрације загађујућих материја утичу на промјене у броју и величини стома, с тим што је број стома варирао у зависности од мјеста узимања узорака. Јањић и Максимовић [132] након истраживања на подручју Бање Луке указују да се са повећањем концентрације загађујућих материја смањује број стома и фотосинтетичких пигмената, а да *Tilia cordata* и *Betula pendula* могу да послуже као показатељ отпорности према аерозагађењу. Јањић и сар. [40], у својим истраживањима на ужем градском подручју Бање Луке, као загађеној зони, и у незагађеној зони шумског газдинства „Велика Гозна”, указују да су загађујуће материје у значајној мјери утицале на број и величину стоминих ћелија. *Betula pendula* показала се као осјетљивија, док је *Tilia cordata* била толерантнија на аерозагађење. Исти тренд смањења броја стома са повећањем концентрације загађујућих материја код *Tilia cordata* и *Betula pendula* забиљежили су Јањић и Хасанагић [133] у урбаном градском подручју Бање Луке. Наведени аутори испитивали су утицај загађујућих материја из урбане и приградске зоне Бање Луке на *Tilia cordata* и *Betula pendula*, при чему су установили смањење концентрације укупног хлорофила са повећањем концентрације загађујућих материја.

Лишајеви су изразито осјетљиви на загађење ваздуха, а посебно на присуство сумпор-диоксида. Установљена је веома поуздана корелација између концентрације сумпор-диоксида у ваздуху и реакција лишајева. Праг толеранције за сумпор-диоксид је око $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, а вјероватно и нижи при дужој експозицији. Појава лишајских пустиња сигуран је знак високог степена загађења ваздуха, а прије свега загађења сумпор-диоксидом [47, 34]. Због тога се лишајеви могу користити као индикатори загађења ваздуха. Велика Британија има најразноврснију лишајску флору у свијету. Историјски записи и теренска посматрања јасно документују распрострањени губитак врста лишајева у многим областима Енглеске у односу на ранији период. Нивои загађења ваздуха и промјене у коришћењу земљишта најчешћи су узроци тој појави. Постоје велике разлике у обиму губитка различитих врста, које углавном одражавају њихову осјетљивост на сумпор-диоксид [134].

Током истраживања лишајеваведеног у сјеверном и западном Лондону пронађено је неколико врста, као што су *Evernia prunastri*, *Parmelia caperata*, *Parmelia subaurifera* и *Usnea subfloridana*, које су биле

ријетке или изумрле у том подручју прије 1970. године [135]. Наведено јасно указује на то да се биодиверзитет обнавља након смањења загађења.

Утицај сумпор-диоксида и на животињски свијет све је више примјетан. Иако је сумпор-диоксид гас који надражује очи и горње дисајне путеве, код експерименталних животиња нису доказана већа оштећења код излагања било којој реалној концентрацији гаса у атмосфери. Чак је и излагање чистим гасовитим сумпор-диоксидом, у концентрацији 50 или више пута већој од амбијенталних вриједности, имало мали утицај. Постоје подаци да су за убијање малих животиња потребне концентрације 100 или више пута веће од концентрација у животној средини. Смртност је повезана са загушењем плућа и крварењем, плућним едемом и другим релативно неспецифичним промјенама на плућима. Остали симптоми укључују губитак килограма, губитак длаке, нефрозу у бубрезима, дегенерацију миокарда и убрзано старење.

Проучавањем ефеката киселих аеросола на експерименталним животињама уочене су промјене у функцији плућа. Показало се да је сумпорна киселина иритантнија од било које од сулфатних соли у овом погледу. Надражујуће дејство киселине дијелом зависи од величине капљица, при чему мање капљице дјелују иритантније. Вишекратна изложеност сумпорној киселини узроковала је хиперреактивност дисајних путева код претходно здравих животиња. Такво излагање је такође резултирало хистолошким промјенама, као што су повећани број секреторних ћелија у дисталним дисајним путевима и задебљани епител у дисајним путевима бронхија и терминалних бронхиола [127].

5.2. АЗОТНИ ОКСИДИ

5.2.1. Основне карактеристике

Од азотних оксида, изузетно реактивних гасова, који се јављају у ваздуху као загађујуће материје најзначајнији су азот-моноксид (азот(II)-оксид, NO) и азот-диоксид (азот(IV)-оксид, NO₂). Други познати оксиди азота су азот-субоксид (азот(I)-оксид, N₂O), азот-триоксид (азот(II, IV)-оксид, анхидрид азотасте киселине, N₂O₃), азот-тетраоксид (азот(IV)-оксид, N₂O₄) и азот-пентаоксид (азот(V)-оксид, анхидрид азотне киселине, N₂O₅), који су присутни у малим концентрацијама у атмосфери.

Азот-моноксид је гас без боје и мириса, слабо растворљив у води. Настаје као примарни продукт сагоријевања при довољно високој температури, као што је случај са сагоријевањем смјеше ваздуха и горива у моторима са унутрашњим сагоријевањем.

Азот-диоксид је гас црвенонаранџастосмеђе боје са карактеристичним мирисом. Под утицајем сунчеве радијације, азот-моноксид у атмосфери прелази у азот-диоксид, који је отрован и штетан за живи свијет. С друге стране, азот-диоксид, под утицајем сунчеве радијације и уз присуство олефинских и других угљоводоника, поново се распада на азот-моноксид и кисеоник. Извор оксида азота је најчешће и извор угљоводоника који утичу на фотолитички циклус, односно на повећано стварање азот-диоксида из азот-моноксида [6]. Азот-диоксид је један од релативно стабилних азотних оксида у атмосфери [136], који доприноси формирању озона и има негативне ефекте на копнене и водене екосистеме. У ваздуху може значајно допринијети повећању ефеката на животну средину, као што је стварање киселе кише и еутрофизација у приобалним подручјима.

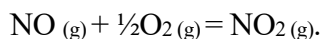
Концентрације оксида азота крећу се у широком концентрационом распону, зависно од географског подручја. Садржај оксида азота у урбаним срединама је висок у поређењу са неурбаним подручјима. Ове концентрације, које варирају зависно од подручја, односно од интензитета емисије, варирају и у току дневног циклуса. Варирања нивоа азот-диоксида доминантно зависе од људске активности у току дана и метеоролошких услова. Тако су на примјер концентрације оксида азота у раним јутарњим часовима без сунчеве инсолације углавном константне. Како се током дана активност становништва мијења, повећава се фреквенција саобраћаја, и концентрација азот-моноксида, као примарне загађујуће материје, расте [137]. Под утицајем сунчеве радијације дешава се конверзија азот-моноксида у азот-диоксид, односно повећава се концентрација азот-диоксида. Концентрација азот-диоксида расте све до вечерњих часова. У току ноћи концентрација азот-диоксида опада, а такође и концентрација азот-моноксида. Један од разлога повећане укупне концентрације оксида азота у току касне јесени и зиме је сагоријевање течних, чврстих и гасовитих горива у већем обиму [6].

Измјерене концентрације азот-диоксида, са највећим вриједностима у великим градовима и уз ауто-путеве и са годишњим средњим

концентрацијама изнад $18,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, указују на доминацију саобраћаја и урбаних извора у загађивању ваздуха [138]. Током истраживања на подручју Бање Луке просјечна годишња вриједност за азот-диоксид износила је $46,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [118, 139], што указује на загађен ваздух, који може да резултира погоршањем здравља становништва, утицајем на флору и фауну и појавом корозије и штете на материјалним добрима. Измјерена вриједност у септембру 2006. године од $83,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ сврставала је Бању Луку у подручје са загађеним ваздухом, када је здравље становништва угрожено и са прогресивним пропадањем фауне и флоре. Вриједност концентрације NO_2 у ваздуху била је прекорачена и у 2007. години, када је просјечна годишња вриједност износила $63,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [140]. Током 2015-2017. године забиљежена је нижа просјечна годишња вриједност, која је износила $28,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [141].

Критични ниво концентрације за једногодишњи период узорковања препоручен је од Свјетске здравствене организације за укупне азотне оксиде (NO_x) (NO и NO_2 , изражено као NO_2) и износи $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, као просјечна вриједност [142], што је у складу са националним прописима [143]. На испитиваном подручју просјечна годишња вриједност укупних азотних оксида износи $87,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [118] и значајно прекорачује дозвољене вриједности, што је вјероватно изазвано сагоријевањем течних, чврстих и гасовитих горива и кретањем возила са моторима са унутрашњим сагоријевањем.

Механизам настанка азот-диоксида је сљедећи:



Експерименталним мјерењем утврђено је дневно и сезонско варирање односа концентрације NO/NO_2 [118]. Дневна варирања су у директној вези са режимом и интензитетом саобраћаја. Мјерења сезонског циклуса азот-монооксида и азот-диоксида указују на њихове високе концентрације у току зимских мјесеци због повећаних емисија, смањења фотохемијских реакција и климатских прилика. Кисеоник (O_2) је растворљив у води, те у ваздуху, на реакционим површинама честица, настаје азотаста киселина (HNO_2), а затим и азотна киселина (HNO_3), која се у виду киселих киша (заједно са сумпорном и угљеном киселином) депонује на површини Земље [139].

Механизам настанка HNO_3 је сљедећи:



Иако се азотна киселина брзо апсорбује приликом додира са површинама (капљице облака, тло или вегетација), други оксиди азота уклањају се споро и могу се транспортовати стотинама километара прије своје конверзије у азотну киселину или нитрате. Сходно томе, материје емитоване у једној земљи биће, највероватније, депоноване у другим земљама. Велика Британија „извози” око три четвртине својих емисија азотних оксида (NO_x) [138].

5.2.2. Утицај на биодиверзитет

Васкуларне биљке већину азота узимају кроз коријен, али некад га могу апсорбовати путем стома (гасови) или кутикуле [47]. Већина биљака користи реактивни азот, али неки могу користити органски азот, нпр. аминокиселине. Ако је асимилација угљеника (C) ограничена, нпр. недовољним фосфором (P), свјетлом или водом, азот се може потенцијално акумулирати до високе концентрације и постати токсичан. Другим ријечима, азот више не дјелује као храњива материја, већ постаје загађујућа материја. Вишак азота сматра се једним од главних покретача промјене биодиверзитета широм свијета [144].

Знатна количина азотних оксида, и када су стоме затворене, може доспјети у лисна ткива с обзиром на велику апсорпциону површину листова. Већ у екстрацелуларним просторима (интерцелуларима) NO_2 прије него што уђе у ћелију ступа у реакцију с водом и уз помоћ оксидујућих агенаса гради азотасту киселину. Даља пенетрација обавља се кроз ћелијске мембране а улазак у ћелију може се вршити и пасивним путем [34]. Реакције биљака на веће концентрације азотних оксида веома су брзе (пола сата послје експозиције). Оштећење биљке изазвано азот-диоксидом може бити посљедица или закисељавања или процеса фотооксидације. Симптоми оштећења су слични онима који су забиљежени и код излагања сумпор-диоксиду, али за постизање акутних оштећења потребне су много веће концентрације. Ефекти азотних оксида на биљке манифестују се у облику акутних оштећења при вишим и хроничних при нижим концентрацијама (већ при $1.689\text{-}5.067 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Азотни оксиди изазивају оштећења ћелијских структура листова, узрокују плазмолизу ћелија

палисадног ткива, промјену боје ћелијских зидова са браон нијансама и бубређе тилакоида. Са обје стране листа јављају се лезије испуњене водом. Сушењем лезије прелазе у некрозне зоне бијеле или браон боје (слика 29. а). Хронична оштећења изражавају се у виду хлороза са могућом дефолијацијом [47, 34, 124]. Симптоми оштећења јављају се као неправилне бијеле или смеђе лезије на ткиву између вена и близу руба листа [145] (слика 29. б). У осјетљиве зељасте врсте убрајају се: *Pisum sativum*, *Medicago sativa*, *Daucus carota*, а од дрвенастих: *Betula pendula*, *Larix europea*, док у отпорне врсте убрајају се: *Robinia pseudoacacia*, *Sambucus nigra*, *Carpinus betulus*, *Ginkgo biloba*, *Taxus bacata* и др. [146]. Степен оштећења зависи од бројних фактора: врсте и старости биљке, концентрације гаса и дужине дјеловања, интензитета свјетлости, влажности, температуре, годишњег доба, присуства осталих гасова и других фактора [147, 17]. Развијени и стари листови мање су осјетљиви на утицај ових једињења него листови који се развијају или су тек развијени.

а)



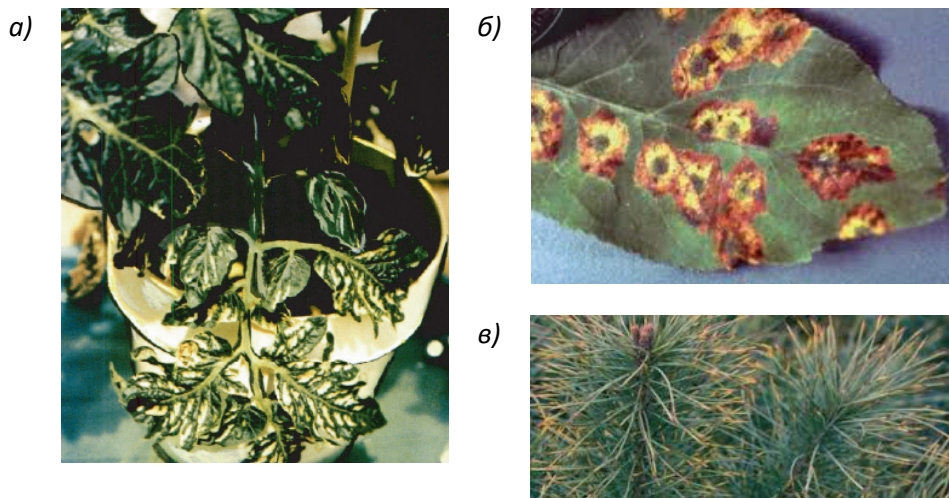
б)



Слика 29. Штетно дјеловање азотних оксида и морфолошке промјене на листовима [145]

Истраживања указују да се видљива оштећења на садницама парадајза јављају при концентрацији од $4.704 \mu\text{g}/\text{m}^3$ азот-диоксида након четири сата изложености. Излагањем пасуља концентрацији $5.645 \mu\text{g}/\text{m}^3$ азот-диоксида у трајању од четири до осам часова јављају се видљива оштећења на стабљници пасуља. Азот-диоксид и при амбијенталном ваздуху негативно дјелује на парадајз (слика 30. а). Концентрација азот-диоксида од $47.045 \mu\text{g}/\text{m}^3$ оштећује аутохтону вегетацију [145], па је примијећена некроза код старијих листова букве, љешника и јабука. Оштећења услед

повећаних концентрација азот-диоксида манифестују се у промјенама боје код листова од бјеличасте, црвене/смеђе до црне некрозе (слика 30. б). Осим наведених симптома, јавља се и хлороза младих иглица четинара (слика 30. в). За махунарке је специфично да се јављају бјеличасте некрозе, док неке врсте показују жуту, наранџасту или смеђу некрозу. Осим на листовима, уочавају се оштећења и на другим дијеловима биљке, као што су: осје, приперци и чашични листићи [145].



Слика 30. Изложеност азот-диоксиду (амбијенталне концентрације): а) лист парадајза (Чатаного, Тенеси) [145], б) лист јабуке и в) лист четинара [148]

Најјачи ефекат емисије азотних оксида огледа се кроз њихов допринос укупном таложењу азота. Ако је земљиште сиромашно азотом, мале дозе азотних оксида могу бити од користи због потребе коју биљке имају за азотом. У другим случајевима азотни оксиди успоравају раст и принос и остављају видљива оштећења на листу [17]. Директни ефекти оксида азота могу бити важни, посебно у подручјима у близини извора (нпр. уз путеве). Критична вриједност азотних оксида (NO_x) за све типове вегетације је $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [149]. У присуству и под утицајем азотних оксида настају дегенеративне промјене у фотосинтетичком апарату, што доводи до инхибиције процеса фотосинтезе. Пошто азотни оксиди изазивају бубрење тилакоида, а будући да се свијетла фаза фотосинтезе управо одвија у овим

мембранама, јасно је да то даље доводи и до поремећаја у њиховој функцији [34].

Међутим, смањење интензитета фотосинтезе уочено је чак и у концентрацијама које не доводе до видљивих оштећења [127]. Постоје значајни докази који указују да су ефекти азот-диоксида негативнији у присуству еквивалентних концентрација сумпор-диоксида [149]. Такав закључак добијен је на основу испитивања на дувану. Након појединачног третмана биљака азот-диоксидом и сумпор-диоксидом, концентрацијом од $1.320 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (NO_x) и $1.830 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SO_2), нису уочени видљиви трагови оштећења. Међутим, смјеша ових гасова много мање концентрације ($190 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x + 260 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$) изазива видљива оштећења на листовима [47].

Међу оксидима азота најтоксичнији је NO_2 . При већим концентрацијама код човјека азот-диоксид изазива инфламацију плућа, а исход може бити и фаталан. Важан ефекат азотних оксида може бити њихов утицај на инсекте. Постоје докази о побољшаним особинама штеточина инсеката на биљкама које се узгајају у умјереним концентрацијама NO_x и SO_2 [149].

5.3. УГЉЕН-МОНОКСИД

5.3.1. Основне карактеристике

Угљен-моноксид (угљеник(II)-оксид, CO), безбојан гас, без мириса и укуса, нешто лакши од ваздуха, једна је од најраспрострањенијих загађујућих материја у ваздуху. Угљен-моноксид доприноси стварању приземног озона. Запаљив је, гори свјетлоплавим пламеном и не потпомаже горење.

Настаје усљед непотпуног сагоријевања фосилних горива у енергетским постројењима, аутомобилима и домаћинствима и при различитим индустријским процесима [6]. Угљен-моноксид чини највећи дио емисије издувних гасова аутомобила, а процјена је да се у свијету годишње ослободи 20 милиона тона угљен-мооксида из транспорта, који је уједно и највећи извор ове загађујуће материје и значајно учествује у укупном загађењу ваздуха. Постоји корелација између концентрације угљен-мооксида и густине саобраћаја. Извори угљен-мооксида антропогеног поријекла су у урбаним и индустријским срединама. У

градовима је 95-98% угљен-моноксида антропогеног поријекла, па су концентрације угљен-моноксида вишеструко веће него у природи [1].

Значајни су и природни извори угљен-моноксида који емитују количине приближно једнаке количинама антропогеног поријекла. Најважнији природни извори угљен-моноксида су алге у океанима, морима и језерима [6], али настаје и шумским пожарима, паљењем траве и вулканским активностима.

Количине угљен-моноксида у урбаним подручјима варирају у великој мјери у зависности од временског периода, метеоролошких фактора и локације. Пошто су главни емитери угљен-моноксида моторна возила, његова концентрација директно зависи од кретања моторних возила. У појединим периодима дана различите су концентрације угљен-моноксида. Највеће су у јутарњим и поподневним часовима, када је и кретање моторних возила најинтензивније. Празницима и викендом осјетно је смањена концентрација угљен-моноксида у ваздуху. Разлог томе је смањен интензитет саобраћаја [6]. Просјечна концентрација креће се од 3,59 mg/m³ у урбаним срединама до 0,11 mg/m³ у руралним срединама. У великом градуима са густим саобраћајем концентрација угљен-моноксида достиже и до 114,56 mg/m³, а у подземним гаражама без добре вентилације и више од 229,12 mg/m³ [34]. Просјечна годишња вриједност концентрације угљен-моноксида у Бањој Луци за период узорковања од осам часова износила је 2,90 mg/m³, те се може сматрати да није критична загађеност овом загађујућом материјом када се посматра годишњи просјек, с тим да су забиљежени периоди веће загађености, на примјер 2006. године у јануару 9,23 mg/m³, а најмања загађеност забиљежена је током јула 0,47 mg/m³ [118]. На истраживаном локалитету највећи извор загађења угљен-моноксидом је највјероватније посљедица сагоријевања чврстих горива у домаћинствима, јер су највеће концентрације забиљежене у зимским мјесецима. Измјерене вриједности могу да имају негативан утицај на здравље становништва, на флору и фауну и да изазову корозију и штету на материјалним добрима. Квалитет ваздуха погоршава се и у вријеме топлих дана због високе концентрације озона насталог усљед фотохемијског ефекта у лјетном периоду [118]. У Њујорку су чак забиљежене вриједности од 114,56 mg/m³ угљен-моноксида на најпрометнијим улицама, што је изазвало тровање саобраћајних полицајаца који су се ту налазили [150]. У урбаним подручјима Сједињених Америчких Држава (САД) концентрације

угљен-моноксида износе до неколико mg/m^3 , док максималне концентрације могу достићи вриједност и до неколико десетина mg/m^3 .

5.3.2. Утицај на биодиверзитет

Угљен-моноксид је токсичан у високим концентрацијама. Индиректно доприноси глобалном загријавању као прекурсор озона. У нижим слојевима атмосфере доминантна је апсорпција од стране молекула воде, а тек онда угљен-диоксида. Како у оба слоја долази до повећања укупне количине угљен-моноксида, то утиче на повећање укупне апсорпције зрачења с површине Земље. Услед ове апсорпције долази до загријавања атмосфере, што је пропорционално садржају угљен-диоксида и водене паре, као инфрацрвених апсорбената. Ова појава представља тзв. ефекат стаклене баште. Да нема овог феномена, температура на површини Земље била би за $33\text{ }^\circ\text{C}$ нижа од просјечне [4].

Угљен-моноксид код људи и животиња блокира транспорт кисеоника док код биљака изазива токсично дјеловање при експозицији преко $115\text{ mg}/\text{m}^3$. Токсични ефекти угљен-моноксида на биљке појачавају се у присуству сумпор-водоника и азотних оксида [34]. Слично етилену угљен-моноксид узрокује епинастију (појачан раст на горњој страни листова, што доводи до њиховог савијања надоље), хлорозу и апсцисију (одбацивање или отпадање листова). Међутим, потребна је концентрација преко 1.000 пута већа од етилена да би се створио исти степен оштећења.

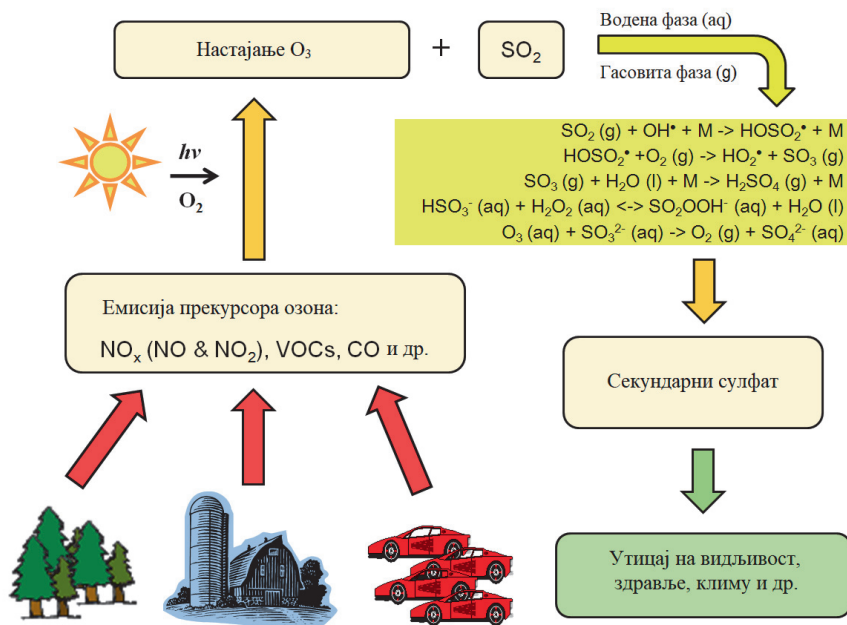
5.4. ОЗОН

5.4.1. Основне карактеристике

Приземни (амбијентални, тропосферски) озон ($2\lambda^4$ -трикисеоник, O_3) једна је од присутнијих загађујућих материја. која при високим концентрацијама угрожава људско здравље, док и низак ниво загађења озоном изазива оштећења на љетини и другој вегетацији. Озон је кључни састојак градског смога и веома је важан фотохемијски оксиданс у тропосфери [151, 152]. При ниским концентрацијама озон је пријатног мириса, а при већим иритабилан је и опасан гас, нарочито у затвореним просторијама.

Супстанце које потпомажу стварање приземног озона, тј. прекурсорни (претходници) озона јесу азотни оксиди и одговарајућа лако испарљива

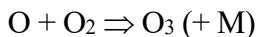
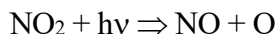
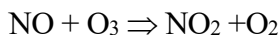
органска једињења (VOC), као што су бензен, толуен, ксилен и друга. Од азотних оксида и органских једињења, уз помоћ сунчеве енергије, ствара се озон (ултраљубичасто зрачење, висока температура и вријеме без вјетра) (слика 31).



Слика 31. Формирање озона из прекурсора [153]

Озон има исту хемијску структуру било да се јавља километрима изнад тла или на нивоу тла и може бити „лош” или „добар”, у зависности од његовог положаја у атмосфери. У Земљиној доњој атмосфери приземни озон се сматра „лошим” и основни је састојак смога. Простире се од тла до приближно 16 km висине у коме је свега 10% озона. Сунчева свјетлост и високе температуре узрокују стварање приземног озона у штетним концентрацијама. „Добар озон” настаје природно у стратосфери на 16-48 km изнад Земљине површине и формира слој који штити живот на Земљи од штетних сунчевих зрака. У стратосфери се налази 90% озона. Озон припада гасовима који стварају ефекат стаклене баште. Алотропска је модификација кисеоника, гас без боје, састављен од три атома кисеоника. Настаје електричним пражњењем при високим температурама или енергијом ултраљубичастог зрачења дјеловањем ултраљубичасте свјетлости на молекуларни кисеоник [46]. Фотохемијске реакције између

NO_x и VOC (које потичу углавном од процеса сагоријевања) регулишу концентрацију приземног озона у атмосфери. У стандардним дневним условима са добро мијешаном атмосфером три реакције постижу равнотежу:



Гдје је $h\nu$ = сунчева свјетлост са таласном дужином 280-430 nm,

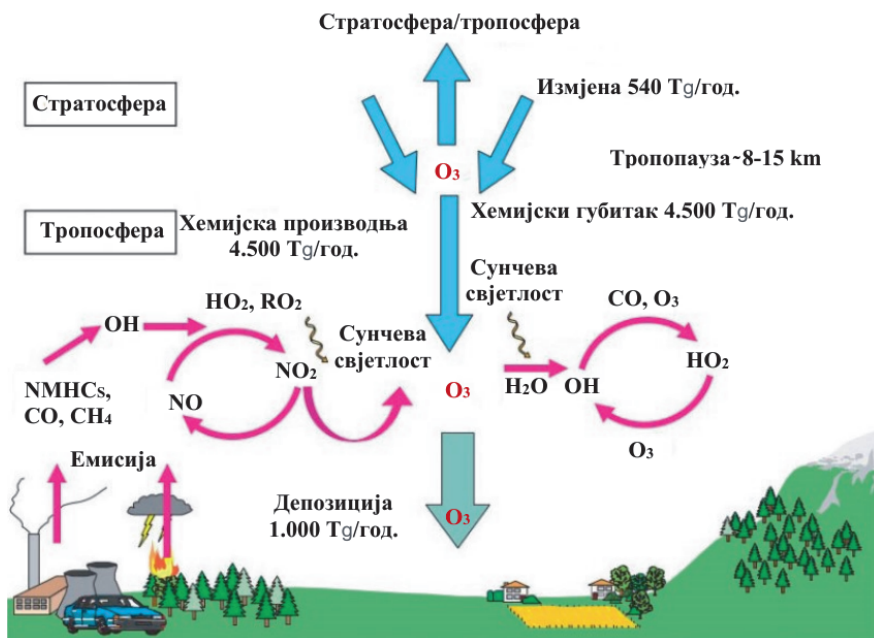
M = било који молекул као N₂ или O₂

Хемијске реакције не одвијају се тренутно, него трају сатима или данима. Нивои озона забиљежени на одређеној локацији можда су резултат емисија VOC и NO_x стотинама или чак хиљадама километара далеко. Максималне концентрације често се јављају низ вјетар од подручја извора емисије прекурсора озона (VOC и NO_x). Повећање концентрације озона у доњој тропосфери настаје због фотохемијских реакција у присуству повећаног загађења атмосфере (азотни оксиди, угљоводоници итд.) [151], током заваривања електричним луком, из издувних гасова мотора са унутрашњим сагоријевањем, при коришћењу електричне опреме високе волтаже, електричном пражењу, коришћењу лампи са живом, штампању на пластичним површинама у графичкој дјелатности, при пречишћавању вода, процесима бијелења и слично [66]. Настанку озона у затвореним просторијама потпомажу рад фотокопирних апарата и ласерских штампача и пушење.

Количина зимског смога је у већини урбаних области смањена, док се количина љетњег смога повећава, што је ситуација и на подручју Бање Луке [118]. Вриједност концентрације озона која је забиљежена током 2006. године на подручју Бање Луке од 52,41 µg/m³ указује на загађење ваздуха и већа је од дозвољене вриједности чак три пута [118, 121]. Ниже вриједности забиљежене су током 2016. године са просјечном дневном вриједношћу од 28,68 µg/m³ и осмочасовном вриједношћу од 37,72 µg/m³ [154].

Антропогене емисије озонских прекурсора (VOC и NO_x) такође узрокују значајно повећање концентрације озона и настаје фотохемијски смог. Ово се дешава када се високе концентрације прекурсора поклапају са

временским условима погодним за производњу озона, као што је топао ваздух, који се споро креће. Ове „епизоде загађења озonom” ($>79 \mu\text{g}/\text{m}^3$) токсичне су за људско здравље (са дугорочним прагом од $98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ дневно 8 h) и вегетацију. Годишњи глобални токови озона (слика 32) израчунати су помоћу глобалног хемијско-транспортног модела. Ови токови укључују стратосферу до размјене тропосфере, хемијску производњу, губитак у тропосфери и таложење на површину земље и мора [155].



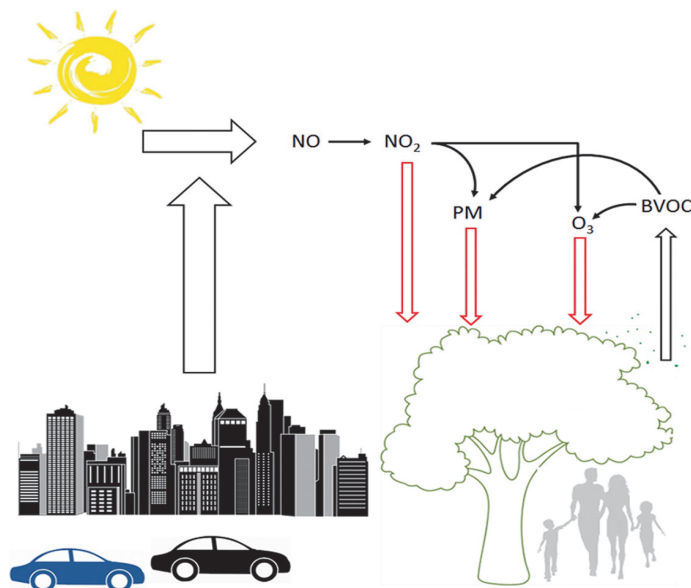
Слика 32. Шематски приказ извора и губитка озона у тропосфери [155]

Прије индустријске револуције природни извори NO_x и VOC (табела 7) генерисали су озон у тропосфери, повећавајући концентрацију која се преносила из стратосфере.

Табела 7. Настанак озона из природних и антропогенних извора NO_x и VOC

NO_x		VOC	
Природни	Антропогени	Природни	Антропогени
Земљишта, природни пожари	Процеси сагореивања (транспорт, електране и разни индустријски процеси)	Вегетација, природни пожари	Транспорт, процеси сагореивања, растварачи, производња нафте

Данас се велике количине NO_x и VOC ослобађају антропогеном активности, као што је сагоријевање фосилних горива (слика 33), што је довело до великог пораста концентрације на сјеверној хемисфери. Анализа историјских мјерења озона указује на то да се од 50-их година прошлог вијека концентрација озона удвостручила [156, 157], иако је дошло до одређеног успоравања овог тренда у посљедњој деценији [158].



Слика 33. Настајање озона и урбана вегетација која смањује загађење [159]

За разлику од „здравог” озона, приземни, односно „лош” озон формира се у нижим дијеловима атмосфере и при повећаним концентрацијама у ваздуху представља загађујућу материју. У близини Земљине површине, у тренуцима када се загађујуће материје емитују из аутомобилских мотора, термоелектрана, индустријских котлова, рафинерија, постројења хемијске индустрије и осталих извора, оне реагују хемијски у присуству сунчеве свјетлости.

Приземни озон формира се и из природних процеса (ерупције вулкана, испаравање земљишта, распадање биља). Загађење озonom је проблем у лјетним мјесецима, када су временски услови одговарајући за формирање приземног озона.

5.4.2. Утицај на биодиверзитет

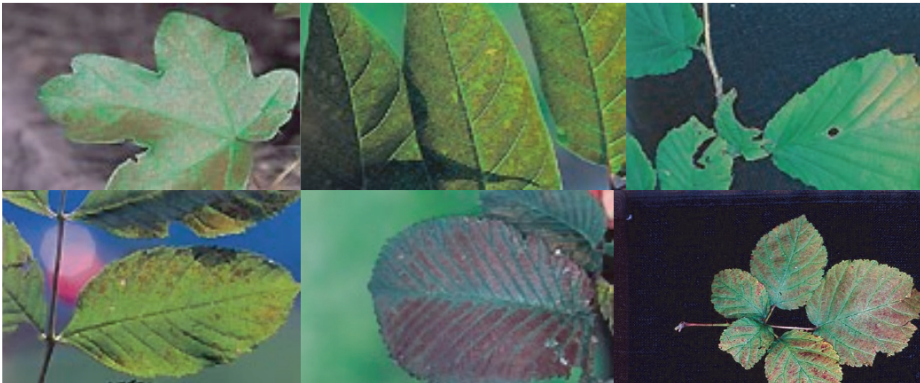
Проучавања указују на тренд раста вриједности озона у најнижој тропосфери, што непосредно преко климе утиче на сав живи свијет. Озон из стратосфере прелази у тропосферу формирајући тако природну вриједност озона у најнижој тропосфери. Осим тога, природне и антропогене емисије оксида азота и угљоводоника доводе до продукције озона у тропосфери под дејством сунчевог зрачења. Периодично повећање концентрације приземног озона доприноси стварању смога и општој замућености атмосфере. Просјечне концентрације озона у загађеним срединама су од $19,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ до $39,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, док је у току љета већа вриједност ($140 \mu\text{g}/\text{m}^3$). У загађеним срединама концентрација озона је неколико десетина пута већа. Концентрација озона је нарочито велика у регијама са интензивним саобраћајем и високом инсолацијом, као што је регија Лос Анђелеса, па је тамо ова појава и уочена први пут. Почетком педесетих година у околини Лос Анђелеса примијећена су озбиљна оштећења на виновој лози, повртарским културама и украсним биљкама. Претпоставке да су оштећења биљака и економске штете које због тога настају у вези са повећаним саобраћајем показале су се тачним. У смјеши фотохемијског смога идентификован је озон. Даља истраживања су показала да се у току дана мијења концентрација озона у дневном ритму који се у великим градовима понавља, а у вези је са дневним промјенама динамике саобраћаја, односно промјене концентрације NO_x и угљоводоника. Концентрације озона у току дана достижу два максимума, и то у раним пријеподневним и касним поподневним сатима [47]. Резултати истраживања у Бањој Луци показују да се најнижа концентрација озона јавља у раним јутарњим сатима, а највећа у послеподневним часовима [154].

Амбијентални озон узрокује оштећење озонски осјетљиве вегетације (четинари). Озон у биљку продире у првом реду преко стома, али и преко кутикуле, пошто врло ефикасно разара неке њене компоненте (као што су воскови) у случају дуже експозиције. Када озон уђе у лист, јавља се низ хемијских реакција које доводе до оштећења ћелијских мембрана и других негативних утицаја на метаболизам биљака, укључујући фотосинтезу. Ови ефекти могу бити одговор на краткотрајне епизоде загађења или кумулативне током вегетацијске сезоне и могу довести до:

- видљивог оштећења листова и прераног старења листова,
- смањења раста и биомасе,

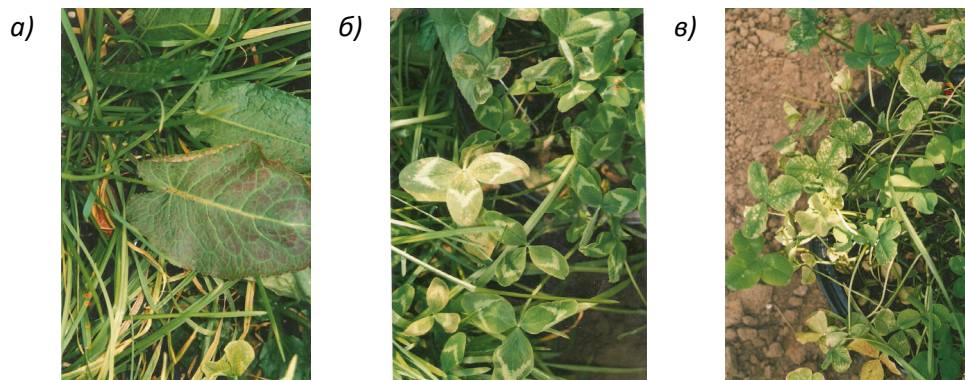
- промјене у односу између биомасе изданака и коријена (укључујући расподјелу угљеника),
- смањења броја цвјетова, цвјетне биомасе и производње сјемена,
- смањења количине и квалитета приноса усјева, укључујући житарице, кромпир и парадајз,
- промјена у количини и квалитету крмног биља за пашу и
- смањена толерантност на абиотички стрес, као што су суша и мраз, и биотички стрес, као што су напади штеточина и болести.

Биљке су осјетљивије на озон него људи и животиње па код биљака, већ при ниским концентрацијама од $157 \mu\text{g}/\text{m}^3$, долази до видљивих оштећења. Први симптоми оштећења биљака озоном манифестују се на листовима у виду сјајних тачкастих лезија испод епидермиса испуњених течношћу. Често су окружене тамнобраон или тамнољубичастим или црвеним линијама. У другој фази, како некротичне промјене напредују, појављују се хлоротичне флеке или тачкасте некрозе између лисних нерава, различито обојене, зависно од специфичности врсте. Појава црвенкасте или браон боје посљедица је повећане синтезе антоцијанина, а тамне флеке су посљедица повећане синтезе танина. Оштећења прво захватају горње површине и врхове листова (слике 34, 35. и 36). Изузетно осјетљиве врсте на присуство ове загађујуће материје су: *Medicago sativa*, *Phaseolus vulgaris*, *Solanum tuberosum*, *Ligustrum vulgare*, *Alnus sp.*, *Acer negundo* и др. Измјерене вриједности у Бањој Луци такође могу изазвати негативне биолошке ефекте [118, 121].



Слика 34. Оштећења на листовима узрокована повећаном концентрацијом озона [160]

Негативан утицај озона на биљке огледа се у смањеном интензитету фотосинтезе, оштећењу листова, успореном расту биљака, убрзаном старењу и смањеном приносу [146]. У САД се сматра да је од укупних губитака приноса 90% узроковано загађењем, а у Калифорнији у томе посебан удио има озон.



Слика 35. Оштећења на листовима узрокована повећаном концентрацијом озона: а) штаваљ и б) и в) дјетелина [161]

Повртарске културе (спанаћ, кромпир, грашак) осјетљивије су у односу на житарице, па се принос смањује чак за 10-30% [34]. Озон се сматра једном од највећих фитотоксичних загађујућих материја ваздуха у Сјеверној Америци. Процијењено је да кад средња дневна концентрација озона достигне $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ или $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$, принос соје, кукуруза, озиме пшенице и памука смањује се за 5%, 10%, односно за 16% [8].

Примарна мјеста дјеловања озона су оне структуре са којима ова загађујућа материја прво долази у додир, а то су ћелијски зид и плазмалема. Знаци деструкције мембрана могу се видјети послје неколико сати, а максимални ефекти након 24 сата. Озон напада масне киселине и протеинске структуре плазмалеме, што даље за посљедицу има измјену основног својства – семипермеабилности. Озон стимулише активност ензима одговорних за метаболизам фенола. Тако се оксидацијом феноли преводе у кинине, а акумулација њихових полимеризованих продуката изазива некрозе [47, 34].



Слика 36. *Озон као узрок оштећења листа [162]*

Ефекти озона на биљке не зависе само од његове концентрације и времена експозиције већ и од других бројних фактора средине (свјетлост, температура и присуство других загађујућих материја). Ефекти су већи при свјетлости и вишим температурама. И, на крају, као резултат свих поменутих деструктивних ефеката озона на биљке, повећава се њихова подложност на спољашње стресове и патогене [34].

У типску компоненту фотохемијског смога спадају пероксиацилнитрати (PAN). Убрајају се у групу врло реактивних оксиданаса који бурно реагују са површинама биолошких ткива (слузокожа, лисна површина), а међу биљкама најосјетљивије су повртарске културе [34]. Концентрација PAN је највећа у раним поподневним часовима, као и у случају озона, али је неупоредиво мања него концентрација озона (10-20 пута). Оштећења се манифестују на доњој површини листа у виду сребрнатих и бјеличастих флека, али је дијагностика PAN на основу ових симптома ипак недовољно поуздана (слика 37).



Слика 37. *Утицај PAN на листове [163]*

Пероксиацетил-нитрати се углавном апсорбују кроз стоме. Ниске концентрације инхибирају транспорт електрона, фотофосфорилацију и CO_2 фиксацију у хлоропластима. Инхибицијски ефекат на ензиме приписан је његовој способности оксидације SH група у протеинима и метаболитима, као што су цистеин, редуковани глутатион, CoA, липоична киселина и метионин [8].

У групу осјетљивих врста на PAN убрајају се *Phaseolus vulgaris*, *Lactuca sativa*, *Avena sativa*, у средње осјетљиве *Medicago sativa*, *Hordeum vulgare*, *Beta vulgaris*, *Daucus carota*, док су отпорне *Begonia sp.*, *Zea mays*, *Allium cepa*, *Vinca sp.* и др. [164].

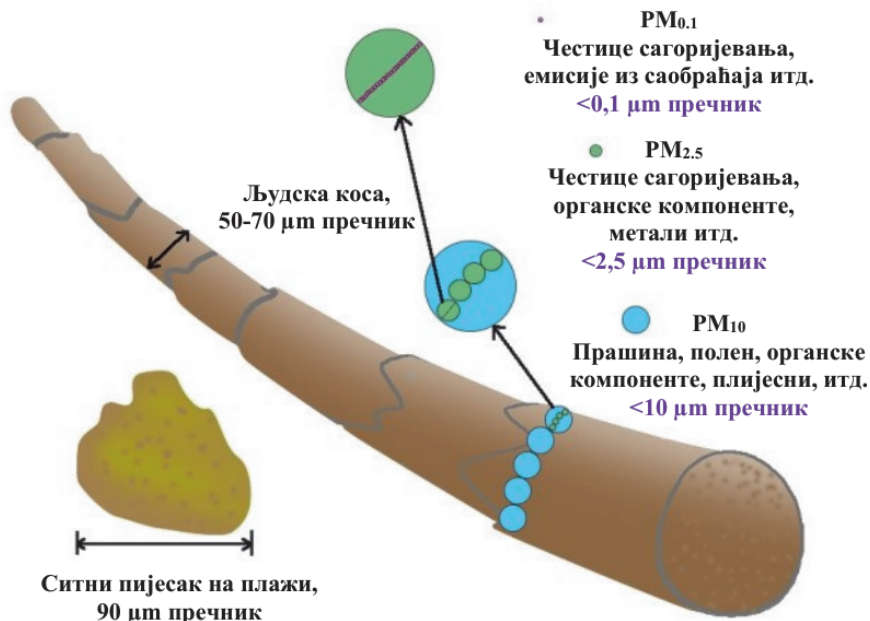
Иритација очију је међу првим симптомима, тј. показатељима присуства PAN у ваздуху. Према неким мишљењима, сузење је резултат интеракције PAN са сулфохирилним групама [34].

5.5. СУСПЕНДОВАНЕ ЧЕСТИЦЕ

5.5.1. Основне карактеристике

Атмосферски аеросол је мјешавина органских и неорганских чврстих честица и течних капљица врло хетерогеног састава у ваздуху [66]. Може да се дефинише и као свака диспергована материја (било да је ријеч о течној или чврстој агрегацији) чији су поједини агрегати већи од појединачних молекула ($0,0002 \mu\text{m}$ у пречнику), али и мањи од $500 \mu\text{m}$ [6], и често могу имати карциногено дејство на људски организам.

Зависно од величине, суспендоване честице у ваздуху дијеле се на укупне суспендоване честице и суспендоване честице (микроскопске), које се даље класификују на три фракције: са промјером мањим од $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), мањим од $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) и мањим од $1 \mu\text{m}$ (PM_1), често и мањим од $0,1 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{0.1}$) (слика 38).



Слика 38. Поређења величине суспендованих честица [165]

Укупне суспендоване честице представљају комплексну смјешу органских и неорганских супстанци (угљоводоника, металних оксида, тешких метала, чађи и др.) пречника мањег од 100 μm . Грубе (крупне) честице настају углавном механичким процесима: дробљењем, мљевењем, брушењем, ерозијом земљишта, кретањем моторних возила, суспензијом прашине, коришћењем спрејева и слично. То је најчешће усковитлана прашина са улица, неасфалтираних путева, прашина отпадних материја, летећи pepeo сагоријевања угља, нафте, метални оксиди елемената из Земљине коре (силицијум, алуминијум, титан, жељезо), прашина индустријских постројења, рудника, честице калцијум-карбоната из каменолома, честице пестицида, честице полена, споре плијесни, дијелови биљака и честице органске материје са фарми [66]. Макроскопске честице се брзо седиментирају, па са становишта дјеловања на загађење ваздуха имају нешто мањи значај. Најважнији извори су сагоријевање чврстих горива, друмски саобраћај и индустријски процеси [166].

Честице PM_{10} су најчешће кружног облика, остају дисперговане у ваздуху и могу се преносити на веће удаљености уз помоћ ваздушних струјања. У атмосферу доспијевају из различитих извора, а најзначајнији су

сагоријевање фосилних горива и саобраћај [167]. Честице промјера мањег од 5 μm су невидљиве и често представљају нуклеусе за формирање већих честица у ваздуху [6]. Фине честице $\text{PM}_{2.5}$ обухватају честице мање од 2,5 μm . Честице PM_1 , заједно са ултрафиним суспендованим честицама $\text{PM}_{0.1}$, најмање су и најопасније за здравље. Честице $\text{PM}_{0.1}$ чак завршавају у мозгу.

У састав финих и ултрафиних честица (PM_1 и $\text{PM}_{0.1}$) улазе сулфатни, нитратни и јони амонијума, угљеник, метали (олово, кадмијум, никл, бакар, цинк, магнезијум, жељезо) и органске компоненте. Ове честице потичу од сагоријевања угља, дрвета, нафте, бензина и као продукти индустријских процеса на високим температурама у топионицама. Најчешће се добро растварају у течностима и хигроскопне су. У ваздуху се задржавају много дуже, од неколико дана до неколико недеља, а простиру се од 100 до 1.000 km [168, 66].

Честице PM_1 углавном настају кондензацијом, за разлику од честица већег промјера, које настају приликом сагоријевања чврстих и течних горива, односно као посљедица разних активности човјека. Извори честица PM_1 могу бити емисије у саобраћају, дим цигарете и вируси [165].

Ове честице природно настају услед ерозије вјетром, попут прашине у пустињама, која досеже и до великих удаљености [6]. PM_1 су толико мале да лако пролазе кроз плућне везикуле и доспијевају до свих дијелова тијела. Честице PM_1 су педесет пута мање од људске длаке и мање су од 0,0001 cm. За поређење, највећа честица PM_1 уклапа се 10.000 пута у 1 cm. Највећа ултрафина честица уклапа се 100.000 пута у 1 cm [165].

У посљедње вријеме много пажње посвећује се и наночестицама. Ове честице, величине између 1 и 100 nm у пречнику [169], око 700 до 70.000 пута мање су од пречника типичне људске длаке. Наночестице су свеprisутне у атмосфери, а постоји и природно позадинско загађење овим честицама [170]. Њихове главне карактеристике су што су лагане и присутне у великом броју. Управо из тог разлога садашњи свјетски прописи о квалитету амбијенталних честица, који се темеље на њиховој маси, неефикасни су у рјешавању проблема присуства наночестица у градовима [171]. Наночестице кратко опстају у атмосфери. Међутим, када се вежу се са другим честицама, остају у атмосфери дужи период. Дизелске наночестице су међу најчешћим наночестицама емитованим у атмосферу и доприносе глобалном загађивању јер апсорбују свјетлост и угрожавају здравље живог свијета [170]. Наноаеросоли су наночестице суспендоване у

гасу и могу бити капљице течности, али су чешће чврсте честице са најмање једном димензијом мањом од 100 nm. Већина истраживача поистовјећује наноаеросол са ултрафиним честицама, не узимајући у обзир постојећу разлику између ових појмова. Први се израз најчешће користи за описивање наночестица у ваздуху које се производе случајно, без намјере, и суспендоване су у атмосфери [172].

На подручју Бање Луке биљеже се високе вриједности честица PM_{10} ($81,71 \mu\text{g}/\text{m}^3$), те велики број прекорачења граничних вриједности од $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [173, 118]. Овако висока вриједност има значајног утицаја на здравље становништва. Разна истраживања показују да постоји повезаност између загађења ваздуха, нарочито суспендованим честицама, и штетних ефеката на здравље људи (морталитета и морбидитета), смањења видљивости, те ерозивног и корозивног дјеловања на грађевине и материјале, животињски и биљни свијет [167]. Највеће загађење суспендованим честицама током истраживања у 2006. години забиљежено је у јануару ($202,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$), а најмања просјечна мјесечна вриједност је забиљежена током маја ($38,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Веома високе вриједности суспендованих честица узроковане су и временским приликама. Пошто се најчешће ради о зимском периоду, загађење је настајало из ложишта за производњу енергије за загријавање домаћинства, индустријских и других објеката и од издувних гасова саобраћајних средстава. Истраживања указују на то да су у топлој дијелу године вриједности концентрација суспендованих честица биле ниже. Гашење кућних ложишта и смањена саобраћајна гужва у сезони годишњих одмора основни су разлози нижих концентрација суспендованих честица у топлој дијелу године. Спроведена истраживања зависности концентрације суспендованих честица и метеоролошких параметара указују да постоји значајна зависност између наведених параметара, што су потврдили резултати моделовања [118, 174].

Повећана концентрација ових загађујућих материја у ваздуху, иако се јавља у краћем временском периоду, може утицати на оболијевање од респираторних болести становништва, нарочито дјеце [175]. Веома високе забиљежене вриједности суспендованих честица узроковане су и временским приликама, јер се више вриједности концентрација очекују током инверзије, односно при стабилним стањима високог притиска, док се ниже вриједности концентрација очекују при израженим струјањима и мијешању ваздуха и за вријеме падавина, што омогућава грубо предвиђање нивоа загађења суспендованим честицама.

Осим укупних суспендованих честица и суспендованих честица PM_{10} и $PM_{2.5}$, законска регулатива у Републици Српској [143] предвиђа и мјерење укупних таложних материја и чађи. Укупне таложне (седиментне) материје су честице пречника већег од 10 μm , које се, услед сопствене тежине, транспортују из ваздуха на разне површине (земљиште, вегетација, вода, грађевине и др.) (слика 39).



Слика 39. Узорковање седиментних честица (Козара, 2019) [176]

Сагоријевањем огрева настаје, од неорганских фракција, пепео, док сагоријевањем органских материја настаје чађ [11].

Лебдећи пепео је неорганска материја која није сагорјела и, заједно са димом у ваздушној струји, одлази у ваздух.

Чађ (црни дим) су честице угљеника помијешане са катраном и најчешће су продукт сагоријевања горива које садржи угљеник, као што су дрво, нафта, угаљ или дуван [177]. Чађ је често загађујућа материја у ваздуху градских средина и карактеристична је за саобраћајне гужве у којима су присутни дизел-мотори, нецестовни промет: бродови и возови (са дизел-локомотивама) и за производњу енергије из нафте и угља [177]. Концентрације честица чађи чији је доминантни извор непотпуно сагоријевање фосилних горива у урбаним подручјима су високе [6]. Просјечне годишње концентрације чађи крећу се од око 10 $\mu g/m^3$ у сеоским срединама и мање загађеним подручјима градова до око 200 $\mu g/m^3$ у изузетно загађеним предјелима [11]. Ове концентрације често прелазе и вриједности од 100 $\mu g/m^3$ ваздуха, а у великој мјери зависе од годишњег доба. Највише концентрације су у току сезоне гријања (јесењи и зимски

мјесеци) [6]. Чађ се кондензује са сумпорним и азотним једињењима и воденом паром, стварајући „токсичну маглу”, односно смог [11].

Смог, који настаје у условима високе релативне влажности и при високом нивоу загађења (саобраћајног и урбаног) назива се „лондонски смог” или „зимски смог” (слика 40).



Слика 40. Лондонски смог [178]

Други тип смога је фотохемијски или „љетни” смог, који је карактеристичан за сува, сушна и сунчана подручја са високом концентрацијом издувних гасова аутомобила. У формирању фотохемијског смога учествују азотни оксиди, озон, угљоводоници и ултраљубичасто зрачење. Овај тип смога карактеристичан је за Лос Анђелес [47] (слика 41, табела 8). Овај смог не садржи продукте сагоријевања нити маглу, него представља мјешавину озона и оксидованих органских гасова створених фотохемијском реакцијом између азотних оксида и угљоводоника или других органских компоненти [11].



Слика 41. Фотохемијски смог у Лос Анђелесу [179]

Табела 8. Компоненте и хемијски састав лондонског и лосанђелеског смога [180]

	Лондонски (класични) смог	Лосанђелески (фотохемијски) смог
Компонента	Дим из угља (SO ₂)	Издувни гасови аутомобила (CO, NO _x), реактивни органски гасови (ПОГ)
	Устајали ваздух (магла)	Сунчева свјетлост
Хемијски састав	$2\text{SO}_2 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{SO}_3$ $\text{SO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{SO}_4$	$\text{NO}_x + \text{ПОГ} + \text{сунчева свјетлост} \rightarrow$ $\text{O}_3 + \text{NO}_2 + \text{PAN}$

Снижење нивоа концентрација суспендованих честица може се очекивати једино у периодима са повишењем температуре (гашења кућних ложишта као извора загађења у топлом периоду године), повећањем брзине вјетра (одвођење суспендованих честица вјетром), повећањем количине падавина (испирања атмосфере) те снижењем притиска који је обиљежје нестабилног времена и падавина.

5.5.2. Утицај на биодиверзитет

С обзиром на широку разноврсност загађујућих материја и промјенљивост њиховог хемијског састава, суспендоване честице имају улогу у многим питањима загађења ваздуха. Они укључују:

- утицај честица на здравље људи; респираторни и кардиоваскуларни проблеми су узроковани удисањем малих честица чија је масена концентрација промјера испод 10 μm (као што је PM_{10}) [181],
- локалне ефекте суспендованих честица које покривају вегетацију [182],
- таложeње загађујућих материја из региона које узрокују закисељавање и еутрофизацију,
- таложeње тешких метала са токсичним ефектима на биљке, животиње и људе,
- прекогранични транспорт загађујућих материја ваздуха као финих честица и
- расипање свјетлости које доводи до потенцијала да се компензује глобално загријавање.

Може се закључити сљедеће: климатске промјене ће утицати на концентрације честица у загађеним срединама за $\pm 0,1-1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ у наредним деценијама; пожари који потичу од климатских промјена могли би постати све важнији извори честица [138], а расипање свјетлости довешће до смањења видљивости.

Суспендоване честице таложe се на свим надземним органима биљака. Највећи утицај на вегетацију суспендоване честице имају на листовима, на којима стварају слој који смањује фотосинтезу, а исто се тако може очекивати да ће и одређени број стома на листовима бити зачепљен. Тиме долази до смањена и измјена гасова између листова и околне атмосфере. Све то резултује, свакако, у некој мјери смањењем количине синтезоване органске материје и смањеним прирастом биомасе и дрвећа и приземног растиња [176]. Биљке са длакавом лисном површином задржавају више прашине од биљака са сјајном површином лишћа. Цементна прашина формира чврсту кору на биљним прашинама (листови, гране, цвјетови) која се, за разлику од других врста прашине, врло тешко испира. Ове прашине продиру у дубље анатомске структуре листа и узрокују инкрустацију ткива. Једна од последица таложeња цементне

прашине је запушење стома, па су отпорније оне биљне врсте код којих се стоме налазе на наличју листа [16]. У условима појаве росе, магле или слабе кише покорице постају гушће. У сувим условима прашина коју носи вјетар веома је абразивна и оштећује кутикулу лишћа. Кутикула се оштећује и због алкалности цементне прашине. Такве биљке постају подложније инфекцији патогенима [16].

Истраживања утицаја прашине из каменолома на а подручју Националног парка „Козара“ у широј околини каменолома „Дреновача“ радили су Илић и сар. [176]. Резултати су указали да постојање шумског појаса око каменолома дјелује повољно јер смањује подручје на које се прашина из каменолома може таложити. Вегетација, нарочито ако се састоји од дрвећа и грмља гушћег склопа, смањује брзину вјетра. Осим тога, представља физичку препреку, па на оба ова начина смањује подручје на којем се може таложити прашина. На крају, та прашина ће углавном завршити на тлу, и то тако што један дио те прашине одмах доспије на тло, а други се задржи у вегетацији. Када је ријеч о прашини која потиче од кречњака, она највише дјелује тако да повећава рН земљишта.

Осматрања вегетације вршена су током 2019. године и при првом обиласку (мај) утврђено је да сва стабла по свом изгледу прате фенофазу свог раста и развоја. У августу су, такође, сва стабла по свом изгледу пратила фенофазу свог раста и развоја, али је била присутна дјелимична пигментација листова од зелене боје ка жутој. Трећим осматрањем вегетације (новембар) утврђено је да су стабла по свом изгледу доброг здравственог стања, да су листови жуте до зелене боје са присутним промјенама пигментације ка жутој, смеђој и наранџастој боји. Било је присутно отпадање листова и сушење иглица бора и облик крошње био је неправилан на неколико стабала у рубном дијелу шуме [176]. Наведено може указивати на утицај аерозагађења на истраживаној локацији. Суспендоване честице величине испод 80 μm које могу настати током обављања дјелатности у оквиру каменолома разносе се вјетром на околину. Листопадна шума је толерантнија од четинарске и већа резистентност листопадне везана је за морфоанатомске карактеристике листа, који има већу укупну површину и већи број стома него иглице четинара. Проблем физичког (прашина) или хемијског загађења површине листопадног листа везан је за вишегодишње биљке, што није случај код четинара. Четинари не обнављају лишће, већ је присутна вишегодишња акумулација, што полако доводи до слабљења и пропадања стабала. На прашину су најосјетљивији

вегетативни дијелови биљке, лишће, пупови и млади избојци, на које се прашина таложи и ствара пресвлаку, која блокира поре, смањује доток свјетлости и гасова, те тако спречава транспирацију, омета фотосинтезу и кочи раст и развој биљке. Посљедице таложења прашине су слабење отпорности, смањење раста, те подложност различитим штеточинама (инсекти, гљивице и др.), што доприноси пропадању шумских састојина [176].

Честице у ваздуху задржавају дио сунчеве радијације, док сама емисија смањује видљивост у ваздуху и до 80%. Честице у организм човјека доспијевају преко респираторног система, који у горњем дијелу помоћу трепљастог епитела може одстранити крупније честице, док fine честице аеросола продиру до плућа и даље у крвоток. Зависно од поријекла, изазивају разна плућна обољења, укључујући и карцином [34].

Све већа примјена и употреба наночестица директно је повезана са њиховим испуштањем у животну средину. Ефекти наночестица забиљежени су код микроорганизама, протозоа, бескичмењака и кичмењака. Интеракције наночестица са биљкама и другим организмима који имају сличности са биљним ћелијама ријетко су проучаване, тако да остају нејасне генералне посљедице излагања [170]. Ова истраживања обично су везана за усвајање наночестица из земљишта [183]. Наночестице, услед загађења вода и земљишта, могу имати негативан утицај на животну средину, а индиректно и на здравље људи.

5.6. ДУГОТРАЈНЕ ОРГАНСКЕ ЗАГАЂУЈУЋЕ МАТЕРИЈЕ

5.6.1. Основне карактеристике

У посљедњој деценији XX вијека дуготрајне (перзистентне, трајне, неразградиве) органске загађујуће материје (POPs – *Persistent organic pollutants*), посебно полихлоровани бифенили (PCBs – *Polychlorinated biphenyls*), биле су у фокусу истраживања. Циљ је да се испитају свеprisутност у окружењу, биохемијски и токсични ефекти, изложеност људи овим загађујућим материјама и процјена здравственог ризика [184].

Индустријска производња и употреба POPs датира још из двадесетих година двадесетог вијека. Велики број хемикалија из ове групе загађујућих материја производио се (PCB, пестициди), док су остала једињења настајала као споредни производи који су се, при различитим технолошким

процесима и акцидентима, ослобађали у животну средину. POPs су доминантно резултат антропогених активности, као што су производња и употреба специфичних органских хемикалија, индустријска производња, процеси сагоријевања отпада и материја органског поријекла, сагоријевање дрвета, нафте, издувни гасови аутомобила и друго [185-187].

Неразградиве органске загађујуће материје припадају групи органских једињења у различитом степену отпорних на фотолитичку, хемијску и биолошку деградацију, и то у високом степену [184, 188]. Класификују се као дуготрајне, биоакумулативне и токсичне супстанце (PBT – *Persistante, Bioacumulative, Toxic*) и перзистентне токсичне супстанце (PTS – *Persistent Toxic Substances*).

Дуготрајност (перзистентност) је један од најважнијих критеријума процјене ризика присутности супстанце у животној средини и дефинише се као кинетички феномен уклањања или митигације супстанце физичким, хемијским и микробиолошким процесима уклањања. У животној средини долази до кумулирања POPs у површинским и подземним водама, амбијенталном ваздуху, земљишту и биоти [189, 190].

POPs су често хлоровани и карактерише их ниска растворљивост у води (високе вриједности коефицијента расподјеле октанол/вода – K_{ow}) и висока растворљивост у липидима, што доводи до њиховог кумулирања у масном ткиву живих организама кроз процесе биоакумулације и биомагнификације [188, 184]. Биоакумулација је способност кумулирања супстанце у организмима, у концентрацијама већим од концентрација у животној средини [191]. Ако се процес кумулирања одвија у воденој средини, дефинише се као биоконцентрација. POPs путем сложених ланаца исхране доспијевају у живе организме и с обзиром на то да се слабо растварају у води, а веома добро у мастима, лако пенетрирају кроз полупропустљиве фосфолипидне структуре биолошких мембрана и депонују се и складиште у масним ткивима живих организама виших трофичких ланца исхране (рибе, птице грабљивице, сисари и људи) [192, 187].

Токсичност је ефекат степена и нивоа оштећења организма токсичном, хазардном супстанцом. Токсичност супстанце зависи од стереохемијских карактеристика, хемијске структуре и токсифорних група – атома који амплифицирају токсичност супстанце. POPs, као дуготрајне органске загађујуће супстанце, токсичне су по хуману популацију и

биолошке организме и имају мутагене, тератогене и карциногене ефекте [193-195].

POPs су полу или лакоиспарљиви (ниске вриједности Хенријеве константе и фугацитета), што им омогућава да се појављују како у гасовитој, тако и у суспендованој фази, адсорбовани на честице, што олакшава транспорт POPs на велике удаљености кроз атмосферу, далеко од самог мјеста емисије [188, 184]. Наведено резултује локалном, регионалном и глобалном редистрибуцијом [196] (слика 42). До раних 80-их година двадесетог вијека повишена концентрација POPs (DDT и РСВ) била је карактеристична за земље сјеверне хемисфере, као што су Јапан, земље Сјеверне Америке и Европе, услед интензивне производње и честе употребе. Данас је акумулација POPs најзначајнија у поларним регијама, захваљујући температурном градијенту – транспорту из топлијих региона у хладније, у којима се процесима суве и влажне депозиције седиментирају и депонују [197, 198, 187].



Слика 42. Глобални транспорт POPs у животној средини [199]

Стокхолмска конвенција о дуготрајним органским загађујућим материјама регулише забрану и ограничење POPs хемикалија. Усвојена је 2001. године у Стокхолму (Шведска) и ступила је на снагу 17. маја 2004.

[200]. Циљ Конвенције је заштита здравља људи и животне средине од POPs, а у складу са приступом предострожности у складу са Рио декларацијом о животној средини и развоју [201]. Конвенцијом је регулисана забрана или ограничавање производње, употребе, емисије, увоза и извоза токсичних хазардних супстанци које припадају групи POPs. Критеријуми за евалуацију загађујућих материја били су концентрациони нивои и специфичне физичко-хемијске карактеристике, перзистентност, биоакумулативни потенцијал, токсичност и потенцијал за транспорт на велике удаљености (LRT – *Long Range Transport*) и друго.

Првобитно је Конвенција обухватила 12 супстанци које спадају у три категорије, од којих неке спадају у више категорија:

- пестициди (анекс А – супстанце које је потребно забранити и искључити из употребе),
- индустријске хемикалије (анекс Б – супстанце чија је производња, коришћење, увоз и извоз ограничен) и
- нуспроизводи (ненамјерно произведени POPs) (анекс Ц – супстанце које су предметом мјера против ненамјерне производње).

За неке супстанце садржане у Конвенцији у анексима А и Б допуштено је наставити их користити или наставити производњу уз одређене изузетке усаглашене са секретаријатом Стокхолмске конвенције. Преглед POPs који су до децембра 2020. обухваћени Конвенцијом дат је у табели 9.

Табела 9. Хемикалије са листе Стокхолмске конвенције [202]

Супстанца	Анекс	Употреба
Алдрин	А	Δ
Ендрин	А	Δ
Диелдрин	А	Δ
Хлордан	А	Δ
Мирекс	А	Δ
Токсафен	А	Δ
Хептахлор	А	Δ
Хексахлорбензен (НСВ)	А, Ц	Δ/■
Полихлоровани бифенили (РСВ)	А, Ц	●/■

Дихлордифенилтрихлоретан (DDT)	Б	Δ
Полихлоровани дибензо-п-диоксини (PCDD)	Ц	■
Полихлоровани дибензофурани (PCDF)	Ц	■
Алфа-хексахлорциклохексан (α-НСН)	А	Δ/●
Бета-хексахлорциклохексан (β-НСН)	А	Δ/●
Хлордекон	А	Δ
Технички ендосулфан и његови изомери	А	Δ
Хексабромциклододекан (HBCDD, HBCD)	А	●
Хексабромбифенил (HBB)	А	●
Хексахлорбутадиен (HCBД)	А, Ц	●
Хексабромдифенилетар (ХехаBDE) и хептабромдифенилетар (HeptaBDE)	А	●
Гама-хексахлорциклохексан (линдан) (γ-НСН)	А	Δ
Пентахлорбензен (PeCB)	А, Ц	Δ/●/■
Пентахлорфенол (PCP) и соли и естри PCP	А	Δ
Перфлуорооктансулфонска киселина (PFOS), њене соли и перфлуорооктансулфонил-флуорид (PFOF) (тј. PFOS на бази једињења)	Б	●
Полихлоровани нафталени (PCN)	А, Ц	●/■
Тетрабромдифенилетар (TetraBDE) и пентабромдифенилетар (PentaBDE)	А	●
Декабромдифенилетар (комерцијална мјешавина, с-ДецаBDE)	А	●
Хлоровани парафини кратког C-низа (SCCP)	А	●
Дикофол	А	Δ
Перфлуорооктанска сулфурна киселина (PFOA), њене соли и PFOA повезана једињења	А	■
Δ - пестициди, ● – индустријски POP, ■ – ненамјерно произведени POP		

Дихлордифенилтрихлоретан (DDT - *Dichlorodiphenyltrichloroethane*) најпознатије је једињење из ове групе, а користио се као инсектицид и чак се и данас користи. Неки од ових токсичних материја циљано су синтетисани у широком спектру комерцијалних апликација због њихових одличних техничко-технолошких, хемијских и пестицидних карактеристика. Присуство DDT и других органохлорних пестицида забиљежено је и током истраживања у Бањој Луци [203].

Полихлоровани бифенили су група више од 60 једињења синтетисаних током XX вијека. Они су због изузетне стабилности били у

широкој употреби у индустрији у другој половини XX вијека. То су индустријске хемикалије [204], које је 1929. године први пут произвела америчка компанија „Монсанто“ [17], а 1930. године почеле су се и комерцијално производити [205]. Широко су коришћене у електроиндустрији [206]. Синтеза полихлорованих бифенила је каталитичка реакција хлоровања бифенила, у присуству гвожђа (Fe^{3+}) као катализатора. Због својих физичко-хемијских особина (термички су стабилни, хемијски инертни, растварају се у већини органских растварача и имају добре диелектричне особине) брзо су нашли примјену у различитим областима. Користе се као средство за термоизолацију, адитиви у вакуум пумпама, гасним турбинама и хидрауличним смјешама, као адитиви у индустрији боја и лакова и бездрвне хартије за копирање, у производњи пластичних маса, као средство за гашење пожара, адитиви у пестицидима и уљима за подмазивање. Код нас се не производе, али се производи који их садрже користе или су се користили у индустрији и пољопривреди (пиранол, арохлор, пирохлор, фенохлор, хлофен, канехлор, совол и др.) [2].

Присуство полихлорованих бифенила увијек је повезано са антропогеним изворима. Доминантни извори у животној средини могу бити производња полихлорованих бифенила у индустрији, индустријски производи који садрже полихлороване бифениле, емисија из резервоара загађених полихлорованим бифенилима и термички процеси [207]. Извори емисије полихлорованих бифенила у ваздух су многобројни: сагоријевање отпадног папира, спаљивање чврстог отпада, локације гдје су депоновани неисправни електроуређаји, мјеста излијевања канализација и постројења за обраду отпадних вода и др. Акцидентни случајеви, као што су рат, експлозије и изливање цистерни, могу бити извори емисије полихлорованих бифенила, диоксина и фурана. Полихлоровани бифенили се сорбују на најфиније честице у атмосфери и распрострају и транспортују се као аеросоли до најудаљенијих предјела на Земљи. Степен адсорпције зависи од броја атома хлора у молекулу бифенила, што значи да се са повећањем броја атома хлора, повећава и адсорпција. Таложењем суспендованих честица и испирањем падавинама поново доспијевају на земљу и почињу нови циклус кружења у природи. Најчешћи рецептори и извори полихлорованих бифенила у животној средини су земљишта и седименти [207, 208].

На глобалном нивоу, распрострањање и транспорт зависе од температурног градијента, што је разлог повишене концентрације PCBs у хладнијим арктичким предјелима.

Током оксидационе деградације полихлоровани бифенили дају једињења веће токсичности. То су полихлоровани дибензодиоксини (PCDD) и полихлоровани дибензофурани (PCDF).

Полихлоровани дибензодиоксини обухватају 75 различитих изомера, од којих је најопаснији 2,3,7,8-тетрахлородибензо-п-диоксин (TCDD) или, једноставно, диоксин. Диоксини су веома дуготрајне токсичне материје у животној средини, које се у природним процесима готово и не разграђују. Диоксини су органска једињења која припадају групи полихлорованих ароматичних угљоводоника са сличним физичким и хемијским својствима [209, 210, 17]. Настају као споредни продукти у индустријским процесима прераде и производње и сагоријевања готово свих органских материја у присуству хлора или његових органских или неорганских једињења, као што је и спаљивање полихлорованих бифенила. Диоксини настају као нежељени продукти у термичким процесима и хемијским реакцијама.

У изворе диоксина убраја се велики број комерцијалних и техничких производа (пестициди, полихлоровани бифенили), хемијских супстанци и производа широке потрошње који садрже диоксин или су донори хлора и угљеника. Осим ових вјештачких извора диоксина, постоје и природни извори - резервоари диоксина, а то су фосилна горива - нафта и угаљ, с том разликом да сирова нафта и угаљ у подземним резервоарима не горе, те само њиховом експлоатацијом и прерадом они постају значајан извор диоксина. Прерадом сирове нафте добијају се пластичне масе, првенствено поливинил-хлорид (PVC) и 1,2-дихлороетан (EDC), који се наводе као главни кривци за загађење животне средине диоксином. Међутим, нафта и остали деривати нафте су важнији извори диоксина због већег обима њихове производње, што је утврђено у резултатима неких новијих истраживања, која су потврдила да издувни гасови аутомобила (мотора са унутрашњим сагоријевањем) садрже супстанце са сличним или истим дејством као 2,3,7,8-тетрахлородибензо-п-диоксин, а припадају групи од 75 изомера диоксина [210]. Ниски садржаји диоксина могу се детектовати и у ваздуху. Иако диоксини могу доспјети у атмосферу, најчешће се везују за

честице и таложе као седимент, на земљиште или као депозиција на трави, лишћу дрвећу или усјевима [17].

Полихлоровани дибензофурани, односно фурани, јесу органска једињења која, као и диоксини, припадају групи полихлорованих ароматичних угљоводоника. Често се посматрају и анализирају у истој групи са диоксинима. Припадају групи једињења која се састоје од два бензенова прстена међусобно повезана преко атома кисеоника. Имају сличне хемијске особине као и PCDD [211]. Фурани су чврсте органске супстанце високе тачке топљења и ниског напона паре, што значи да се споро испаравају. Карактерише их изузетно ниска растворљивост у води и тенденција да се вежу на површини честица. Растворљивост фурана у води опада, а растворљивост у органским растварачима и мастима расте са повећањем садржаја хлора, што указује на потенцијал задржавања у масном ткиву [17].

Збирно испуштање PCDD/PCDF у животну средину за 2012. годину за БиХ износи 214 g TEQ/год. За Републику Српску износи 26% од укупне емисије за БиХ, односно 56 g TEQ/год. [212].

5.6.2. Утицај на биодиверзитет

Дуготрајне органске загађујуће материје широко су распрострањене, токсичне и свеприсутне у животној средини [213-220]. Откривене су у сваком медијуму животне средине (ваздух, земљиште, седимент, вода и живи свијет), у биотичком и абиотичком матриксу, чак и у регионима у којима никада нису били употребљавани (Арктик и Антарктик) [184]. Значајна загађења биљеже се у скоро свим земљама на цијелој земаљској кугли [221].

Полихлоровани бифенили су токсични и карциногени, а у малим концентрацијама могу да изазову стерилитет животиња, што је доказано код поларних медвједа на Арктику и сивих галебова у Балтичком мору. Хемијска стабилност довела је до глобалног распрострањења у животној средини кроз ланац исхране много прије него што су забиљежена њихова штетна дејства. У природи се полихлоровани бифенили углавном разграђују кометаболички, мада је овај процес изузетно спор, па се из тих разлога данас ова једињења сматрају врло опасним не само за човјека већ и за биљни и животињски свијет [17]. Истраживања на подручју Бање Луке указала су на то да се полихлоровани бифенили нису интензивно користили

у прошлости, као што је то случај у западним земљама. Извори емисије полихлорованих бифенила у Бањој Луци су индустријске локације, гдје се налазе оштећени трансформатори и кондензатори који су још у употреби или се налазе у напуштеним објектима [222-224].

Због биоакумулације угрожени су предатори на врху ланца исхране, посебно птице (грабљивице, слатководне и морске) и морски сисари (туљани и китови). Добро познати примјери ефеката биоакумулације су стањивање љуске јајета код птица грабљивица због органохлорних једињења (ОС) и репродуктивно оштећење ОС, РСВ и РСДД/Ф код птица које се хране другим рибама [225, 226] (слика 43).



Слика 43. Утицај полихлорованих бифенила [227]

Токсични ефекти POPs у води и земљишту мало су вјероватни, осим у близини тачкастог извора или као резултат акцидента. Полихлоровани бифенили акумулирају се у организмима, о чему говоре анализе њиховог садржаја у језерским рибама, према којима је њихова концентрација у ткиву једногодишњих риба била око 1,5 ppm, а код оних старих око осам година и до 12 ppm [85, 17].

5.7. ИСПАРЉИВА ОРГАНСКА ЈЕДИЊЕЊА

5.7.1. Основне карактеристике

Испарљива органска једињења (VOC – *Volatile organic compound*), са становишта загађења ваздуха, загађујуће су материје које се налазе у атмосфери и чине 8% емисије из издувних гасова путничких возила [6]. Обухватају испарљиве угљоводонике са тачком кључања од 50 до 260 °C и могу се појавити у гасовитој фази у ваздуху урбаних и индустријских средина [127]. Групи испарљивих органских једињења припадају различите органске загађујуће материје, које се користе као састојци у производима за домаћинство, бојама, лаковима, растварачима, средствима за чишћење и другим производима [16].

То су углавном једињења која у свом молекулу имају 12 угљеникових атома. Испарљива органска једињења састоје се од угљоводоника и њихових деривата, који се образују и емитују приликом сагоријевања или директним испаравањем из горива. Емитују се у атмосферу као природно настали угљоводоници и угљоводоници антропогеног поријекла [6, 228].

Природни извори укључују испаравање из нафте, шумске пожаре и трансформацију биогених прекурсора. Главни антропогени извори укључују сагоријевање горива на високим температурама, испаравање сирове и рафинисане нафте, спаљивање отпада, спаљивање усјева прије или после жетве као пољопривредне праксе, емисије из моторних чамаца и друго [127].

У Великој Британији се процјењује да се мање од 5% испарљивих органских једињења (2,3 милиона тона годишње, изражено као угљеник) емитованих у атмосферу емитује природно из вегетације (из плодова и листова) и дјелимично труљењем органске материје. Остатак долази од транспорта, укључујући дистрибуцију и губитке у екстракцији нафтних деривата (50%), употребу растварача (30%) и друге индустријске процесе (15%). Друмски саобраћај емитује 30% испарљивих органских једињења. У наведене емисије није укључен метан, који је, иако испарљив угљоводоник, присутан у атмосфери из природних извора у концентрацијама много већим од концентрација других испарљивих органских једињења. Бутан, толуен, пентан, пропан, етанол и минерални растварачи су најзаступљенији током емисије испарљивих органских једињења. Неправилно руковање и

акцидентно испуштање ових опасних хемикалија представља озбиљну опасност за здравље становника [229].

Хемијски испарљива органска једињења обухватају алифатске и ароматичне угљоводонике, халогеноване угљоводонике, неке алкохоле, естре и алдехиде [127]. У табели 10. приказани су представници ове групе једињења.

Табела 10. Примјери испарљивих органских једињења [127]

Група	Примјери
Алифатични	Пентан, хексан, хептан, циклохексан, октан, нонан, еикозан, додекан, 2,4-диметилхексан
Ароматични угљоводоници	Бензен, диетилбензен, триметилбензен, диметилетилбензен, толуен, ксилени, нафтален, стирен
Халогеновани угљоводоници	Хлороформ, дихлорметан, трихлоретилен, тетрачлоретилен, дихлорбензен
Алкохоли	2-бутилалкохол, 1-додеканол
Алдехиди	Деканал, неоналан
Естери	Етил-ацетат, 1-хексил-бутаноат

Разлагање испарљивих органских једињења у људском организму може да доведе до формирања карциногених материја. Услед дјеловања сунчевих зрака, испарљива органска једињења везују се са другим загађујућим материјама из возила, као што је азот-диоксид, стварајући секундарну загађујућу материју озон [228]. Ова једињења могу да изазову разне здравствене ефекте, зависно од врсте и концентрације. Ефекти могу варирати од неугодног мириса до смањења капацитета плућа, па чак и карцинома [16].

Органски гасови (етилен, пропилен, бутилен и ацетилен) и метан (CH₄). Међу органским гасовитим загађујућим материјама најчешћи је етилен. Остали органски гасови су пропилен, бутилен и ацетилен. Етилен се континуирано емитује из многих извора који укључују сагоријевање или прераду нафте или њених производа или сагоријевање органских материјала, на примјер паљење сламе. Остали органски гасови такође настају у различитим хемијским индустријским процесима. Етилен је природна супстанца која поспјешује раст биљака, али се ефекти оштећења

јављају при већим концентрацијама и врло су слични симптомима абнормалности раста. Остали органски гасови такође производе симптоме као етилен. Међутим, осјетљивост врста на различите гасове је промјенљива. Етилен је нуспроизвод аутомобилских издувних гасова и може бити проблем у урбаним срединама [16]. Метан је, након угљендиоксида, најзначајнија врста гасова у траговима која је одговорна за ефекат стаклене баште. Атмосферске концентрације порасле су од преиндустријске концентрације са од око 700 ppb волумног удјела до садашње концентрације од око 1750 ppb [230] и повећавају се брзином од око 10 ppb годишње, иако је ово значајно побољшање у односу на стопу раста током 1970-их, када је било око 20 ppb годишње.

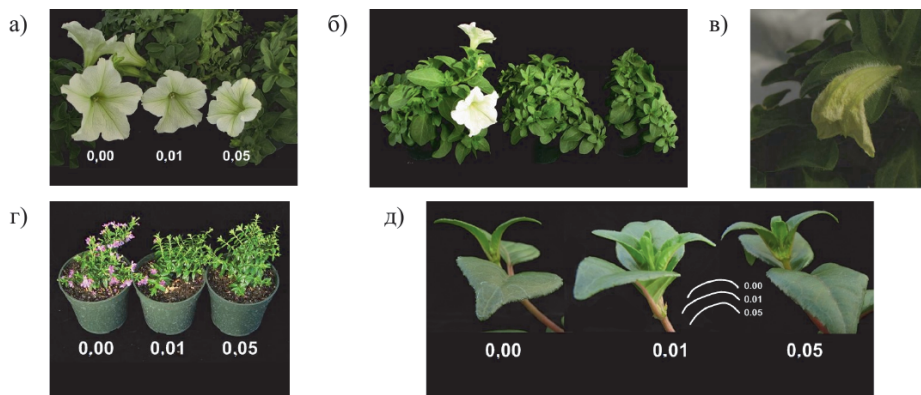
5.7.2. Утицај на биодиверзитет

Испарљива органска једињења могу бити од врло реактивних до готово инертних у атмосфери. Док се нека природна једињења (терпени и изопрен) оксидују у року од неколико сати, друга имају животни циклус од више година. За разлику од многих неорганских загађујућих материја, унос и уклањање испарљивих органских једињења вегетацијом прилично је спор.

Сматра се да ни једна друга загађујућа материја нема већи спектар оштећења од етиленског гаса. Утицај етилена на усјеве који се гаје у стакленицима може бити безначајан до значајан. Симптоми су неправилно обликовани листови и цвјетови, задебљане стабљике и листови, недостатак раста (успоравање), отпадање цвјетова и листова, епинастија (савијање и увијање лишћа) и убрзано старење посјечених цвјетова [231]. При ниским концентрацијама теже је препознати реакције биљака. Међутим, изложеност ниској концентрацији током дужег временског периода (хронично излагање) може се појавити током стакленичке производње, као што је случај када је пећ неисправна и етилен се ствара унутар стакленика.

Да би се развио визуелни дијагностички водич хроничног излагања етилену, спроведен је експеримент у коме су се биљке у саксији узгајале у засебним пластеницима и биле изложене концентрацијама етилена од 0, 0,01 и 0,05 ppm етилена сваке вечери посљедњих шест недјеља производње [232]. За многе биљне врсте реакције на ниске концентрације етилена су занемарљиве. Током неколико недјеља излагања мијењала се величина цвјетова (а), дошло је до продужења интернодија (б), које су се смањивале

на 0,01 и 0,05 у поређењу са контролом (0,00 ppm етилена). Индикатор краткотрајне изложености етилену ниске концентрације је прерано старење зрелих цвјетова (в) у року од 24 до 48 сати од излагања (слика 44. а, б и в). *Cuphea hyssopifolia* је одличан индикатор за етилен, са лако уочљивим промјенама (слика 44. г). Код фуксије (слика 44. д) са повећањем концентрације етилена јавља се повећано увијање листова.



Слика 44. Утицај етилена на биљке (концентрација је приказана у ppm) [232]

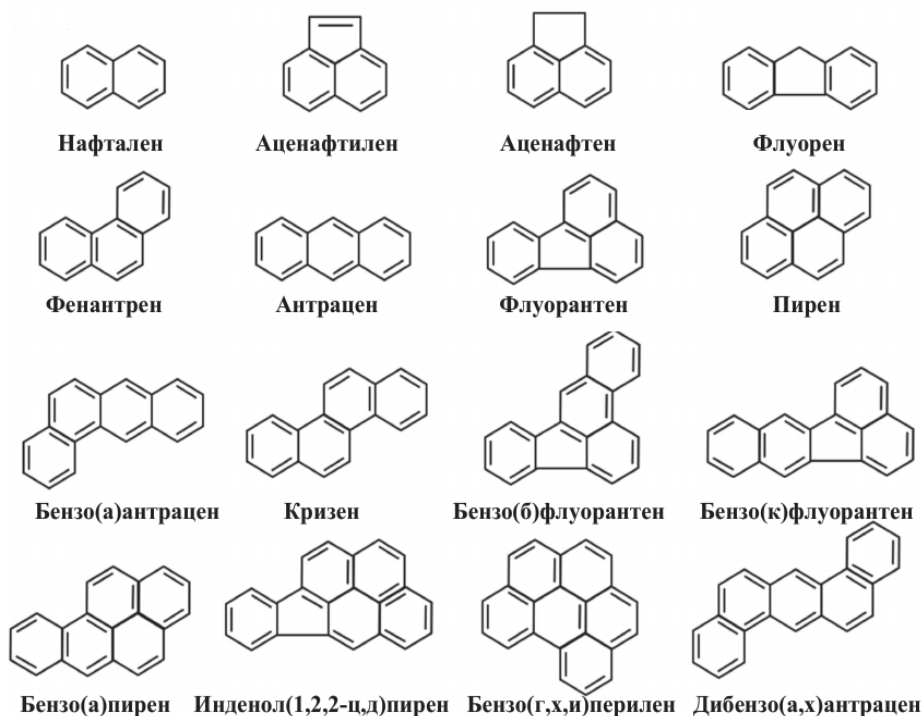
Што се тиче утицаја метана на биодиверзитет, нема директног, хемијског утицаја на животиње или биљке. Постоје, међутим, секундарни ефекти, који произилазе из климатских промјена и који ће довести, на примјер, до промјене температуре ваздуха, хидрологије и нивоа мора. Док се не зна тачна природа климатских промјена, тешко је процијенити ефекат на појединце или популације.

5.8. ПОЛИЦИКЛИЧНИ АРОМАТИЧНИ УГЉОВОДОНИЦИ

5.8.1. Основне карактеристике

Полициклични ароматични угљоводоници (PAHs – *Polycyclic aromatic hydrocarbons*) представљају велику групу испарљивих органских једињења која настају у свим процесима термичке разградње, тј. непотпуног сагоријевања органске материје [233], односно горива која садрже угљеник, попут дрвета, дизела, угља и масти. У својој структури садрже два или више кондензована бензенова прстенова. Постоји више од

100 различитих једињења која припадају групи полицикличних ароматичних угљоводоника [234]. У ову групу једињења спадају: нафтален, аценафтилен, аценафтен, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, бензо(а)антрацен, кризен, бензо(б)флуорантен, бензо(к)флуорантен и други. Због њихове карциногености, Међународна агенција за истраживање рака (IARC – *Agency for Research on Cancer*) класификовала је три полициклична ароматична угљоводоника као вјероватно карциногене хемикалије (група 2А): бензо(а)антрацен, бензо(а)пирен и дибензо(а,х)антрацен. Осим тога, према Агенцији за заштиту животне средине САД (US EPA – *United States Environmental Protection Agency*), прати се емисија у животну средину 16 репрезентативних полицикличних ароматичних угљоводоника (слика 45).



Слика 45. Хемијска структура 16 репрезентативних полицикличних ароматичних угљоводоника [235]

Могу бити антропогеног или природног поријекла. Најчешћи извор полицикличних ароматичних угљоводоника су антропогене активности, тј.

индустријске емисије, непотпуно сагоријевање фосилних горива и органских материја, спаљивање чврстог отпада, емисија из возила и других индустријских и активности у домаћинству [236-240].

Природни извори су вулкани, синтеза бактерија и алги, шумски пожари, излијевање нафте, ерозија седиментних стијена које садрже нафтне угљоводонике и распадање биљног материјала [241]. Само мала количина појединачних једињења се индустријски производи, као на примјер, нафтален, аценафтен, флуорен, антрацен и други и користе се при синтези боја, пластификатора, смола, фармацеутских производа или у истраживачком раду.

Главни пут уноса полицикличних ароматичних угљоводоника код људи је удисање, али такође се морају узети у обзир дермални и орални путеви. Велики број здравствених студија указује на везу између карцинома плућа, неплодности и оштећења код новорођенчади и одраслих и изложености полицикличним ароматичним угљоводоницима и у радној средини или из околног ваздуха [242]. Због своје стабилности ове су материје свеприсутне [243, 236], веома се дуго задржавају и доспијевају у све дијелове животне средине: ваздух, земљу, воду и биосферу [244, 245]. Земљиште је најважнији резервоар полицикличних ароматичних угљоводоника у животној средини [246] и извор је емисије ових једињења, што доводи до загађења ваздуха и седимената [237]. Већина полицикличних ароматичних угљоводоника који имају антропогено поријекло адсорбује се на горњи слој земљишта [247]. Ова једињења из ваздуха седиментацијом или путем падавина доспијевају о остале медијуме животне средине, а посљедично и у храну и људски организам [248, 236]. У подземним водама она се не разграђују и остају присутна дужи временски период [249], те се таложе у седименту [250]. Присутна су у атмосфери и у гасовитом стању, сорбована на чврсте честице и могу се транспортовати на велике удаљености [251].

Полициклични ароматични угљоводоници су једне од најчешћих материја у ваздуху индустријских и урбаних региона [241]. Међу полицикличним ароматичним угљоводоницима најпознатији је бензо(а)пирен, који се јавља при непотпуном сагоријевању дрвета и фосилних горива и преко загађеног ваздуха може да доспије у површинске воде [2]. У људском организму бензо(а)пирен се везује за микрозонске

ензиме и метаболише се у токсична једињења са израженим карциногеним и мутагеним својствима.

Креозот је у последњих 150 година најчешће коришћена материја која садржи полицикличне ароматичне угљоводонике (око 2/3), а примјењује се за заштиту дрвета од инсеката и биодградације због активног биоцидног дејства самих једињења. Ова једињења налазе се и у саставу различитих производа нафте, као што су моторна уља, уља за подмазивање и уља која се користе као омекшивачи при производњи гума за моторна возила [252]. Креозот може да испарава и као такав може бити унесен у ваздух. Око 1-2% креозота приликом импрегнације дрвета испушта се у ваздух [253].

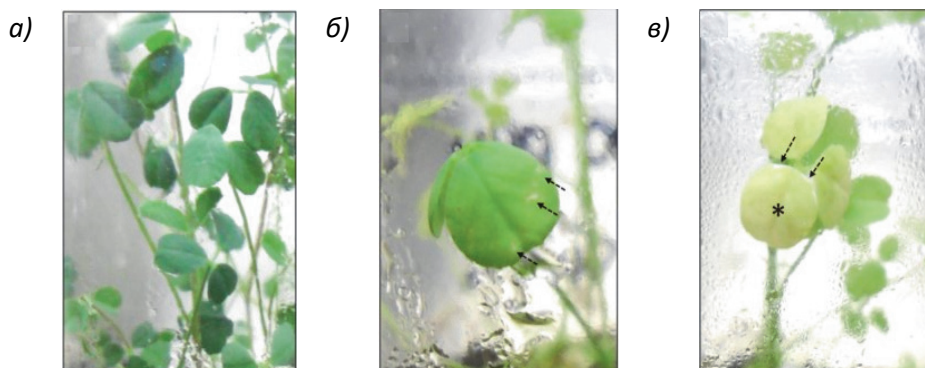
5.8.2. Утицај на биодиверзитет

Полициклични ароматични угљоводоници су токсични, карциногени и мутагени за све живе организме [236, 239, 254-258]. У организам људи најчешће доспијевају удисањем, уношењем хране, честицама контаминираног земљишта или прашине. Такође, до излагања долази у контакту коже са земљиштем загађеним великим количинама полицикличним ароматичним угљоводонцима или са тешким нафтним дериватима (катран угља, креозот и сл.). У затвореним просторијама највећа изложеност полицикличним ароматичним угљоводонцима је услед дуванског дима, загађеног ваздуха у близини саобраћајница, а такође и из пећи на чврсто гориво из домаћинства. Позната је детекција полицикличних ароматичних угљоводоника на локалитетима који су наизглед потпуно изоловани од дјеловања индустрије и саобраћаја. Наведено није неуобичајена појава, јер се полициклични ароматични угљоводоници, нарочито лакоиспарљиви, нижих молекулских маса, транспортују на честицама прашине до најудаљенијих дијелова екосистема.

Истраживања указују на присуство ове загађујуће материје и на подручју Бање Луке [233, 259-261]. У индустријској зони „Инцел“ [260] детектована је контаминација земљишта. Укупне концентрације полицикличних ароматичних угљоводоника кретале су се у распону од 0,36 до 11,49 mg/kg, са средњом вриједности од 1,99 mg/kg, што указује на високу контаминацију земљишта на поменутој локацији. Анализом су идентификована два извора полицикличних ароматичних угљоводоника: пирогени (сагоријевање угља, емисија возила и непотпуно сагоријевање -

76,72% и петрогени (од просипања нафте, вјероватно илегалног одлагања отпада на локацији - 7,81%). Добијени резултати јасно су показали да је антропогени извор загађења на локацији доминантан [260].

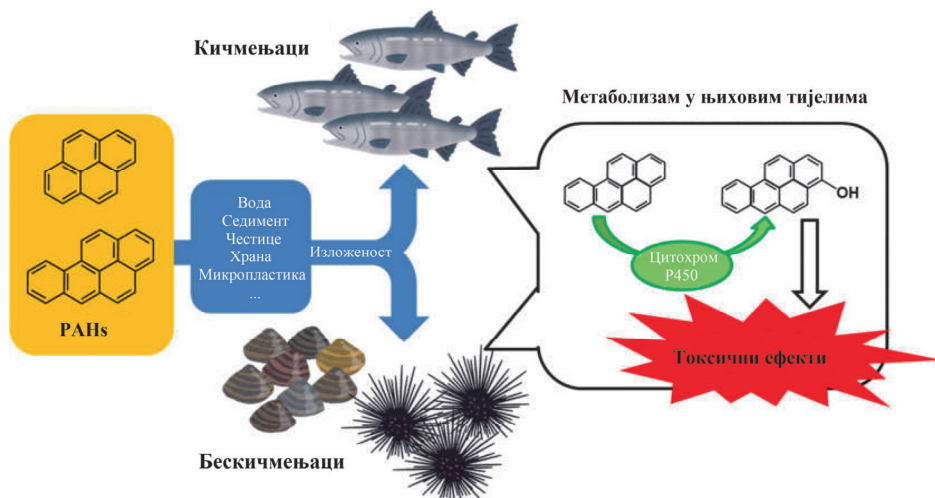
Оштећење биљака обично настаје као последица загађења земљишта (слика 46) [262]. Видљиви симптоми стреса јављају се код биљака које су третиране полицикличним ароматичним угљоводонцима (слика 46. б). При контаминацији од 450 ppm била је уочљива хлороза. Стрелице (слика 46. б, ц) означавају присуство бјелкастог подручја (бијеле тачкице) на листу, што указује на могућа подручја оштећења [262].



Слика 46. Видљива оштећења код биљака узгајаних у присуству полицикличних ароматичних угљоводоника: биљке узгајане у незагађеном земљишту (а) и загађеном земљишту са 300 ppm (б) и 450 ppm PAH (в) [262]

У почетку се сматрало да значајне количине полицикличних ароматичних угљоводоника у копненим биљкама потичу од загађивања атмосфере. Додатна истраживања потврдила су да полицикличне ароматичне угљоводонике могу и да синтетишу бактерије, алге и више биљке [2].

Полициклични ароматични угљоводонци негативно утичу на живи свијет, изазивајући формирање тумора, репродуктивне проблеме и проблеме са имунитетом (слика 47).



Слика 47. Судбина PAH у животној средини и токсични механизам у воденом екосистему [235]

Због стабилности и биоакумулативног дејства, концентрације полицикличних ароматичних угљоводоника у рибама и шкољкама имају значајно веће вриједности од средине у којој се налазе. С друге стране, биљке апсорбују полицикличне ароматичне угљоводонике из земљишта кроз коријенов систем, који затим прелазе у друге дијелове биљке. Код човјека, када уђу у крвоток, ова хидрофобна једињења у присуству ензима могу се трансформисати у једињења растворљива у води, која даљим метаболичким активностима прелазе у облике способне да изазову оштећења или мутације ДНК ћелија, узрокујући појаву карцинома.

5.9. НАФТНИ УГЉОВОДОНИЦИ

5.9.1. Основне карактеристике

Нафта је сложена мјешавина угљоводоника (90-95%), са карактеристичним хемијским саставом и специфичним физичким својствима, зависно од геолошког и географског поријекла сирове нафте и природе процеса крековања који се користи током рафинисања. Према хемијској структури, угљоводоници нафте могу се сврстати у три главне класе: засићени (алкани и циклоалкани), незасићени и ароматични угљоводоници [263, 127]. Остатак од 5 до 10% чине једињења сумпора,

азота и неких метала [2]. Ова једињења улазе у животну средину као резултат испуштања стационарних и покретних извора емисије и чине значајан дио загађујућих материја који се налазе у подземним и површинским водама и атмосфери [264]. Укупне глобалне емисије и испуштања нафте на годишњем нивоу процјењују се на око 90 милиона тона [265]. Специфична хемијска структура и смјеше ове три класе нафтних угљоводоника одређују њихова физичко-хемијска својства, као што су растворљивост и испарљивост, постојаност и отпорност на фотохемијску оксидацију и микробиолошку разградњу и биолошка токсичност у животној средини (табела 11) [127].

Табела 11. Поређење између алифатичних угљоводоника и полицикличних ароматичних угљоводоника [127]

Карактеристике	Алифатични угљоводоници	Полициклични ароматични угљоводоници
Степен разградње	Висок	Низак
Постојаност у ткивима	Кратка	Дуга
Токсичност	Мање токсични	Више токсични (неки су и карциногени)

Алкани су по структури једноставна једињења угљеника и водоника и генерално се састоје од угљеничних ланаца атома угљеника са одговарајућим бројем атома водоника. Они могу бити једноставни, равни ланци (*n*-, „нормални“), разгранати (*izo*-, *sec*-, *terc*-, *neo*-) или имају структуру прстена (*ciklo*-). Алкани мале молекулске масе имају ниску тачку кључања и врло су испарљиви. Растворљивост у води је ниска, али су изузетно растворљиви у мастима и уљима. Липофилност им омогућава брз продор кроз мембране и у ткива. Алкани велике молекулске масе нису растворљиви у води и искључиво су липофилни. Алкани мале молекулске масе користе се као растварачи и одмашћивачи и као разређивачи и разблаживачи боја, емајла и лакова. Такође се користе и за производњу авио-горива и бензина [127].

Алкени су ланчани угљоводоници који у основном ланцу садрже најмање једну угљеник-угљеник двоструку везу. Због присуства двоструке везе која има сталну конфигурацију у равни могуће је формирање геометријских изомера алкена (*cis*- и *trans*). Алкени су реактивнији од

одговарајућих алкана са истим бројем угљеникових атома. Не налазе се у сировој нафти, али су присутни у неким рафинираним производима, посебно у бензинима и ваздухопловним горивима. Алкени се подвргавају реакцијама адиције, при чему прелазе у засићена једињења, формирајући потенцијално токсичне метаболите. Могу да буду подвргнути полимеризацији, што резултира формирањем дугих ланаца полиетилена, оксидационим реакцијама при којима се формирају оксиди, хидролизис уз формирање гликола и халогеновању уз формирање екстремно токсичних хлорованих и бромованих угљоводоничних пестицида [127].

Ароматични угљоводоници обухватају велику класу једињења која садрже барем један шесточлани ароматични прстен са три двоструке везе. Осим бензена и његових деривата, односно различитих супституисаних бензена, посебну класу представљају полициклични ароматични угљоводоници, са два (као у нафталену) и више кондензованих прстенова. Ароматичне структуре су често супституисане метил- и сложенијим алкил-бочним групама, као што је случај са толуеном, ксиленима, куменом и 2-метил нафталеном. Супституција атома водоника другим атомима или групама даје једињења са различитим степеном поларности, липофилности, постојаности и токсичности [266, 267]. Међутим, сама ароматична прстенаста структура са угљеник-угљеник везама једнаке дужине и енергије овим једињењима даје изражену стабилност, чинећи их веома постојаним у животној средини, гдје нека од њих испољавају веома токсичне и/или карциногене ефекте [127].

Бензен, толуен и три изомера ксилена спадају у најчешћа моноциклична ароматична једињења која се налазе у нафти. Ова најједноставнија ароматична једињења мале молекулске масе имају ниску растворљивост у води, високу испарљивост и запаљивост [127].

Бензен (бензол) (C_6H_6) је најједноставнији ароматични угљоводоник, широко распрострањен у животној средини. Основно је једињење у великој групи органских ароматичних једињења, арена. Бензен је безбојна течност карактеристичног мириса и мале вискозности, густине $0,885 \text{ g/cm}^3$, температуре топљења $5,5 \text{ }^\circ\text{C}$ и температуре кључања $80,2 \text{ }^\circ\text{C}$. Гори свијетлим и јако чађавим пламеном. Отрован је и карциноген и у течном и у гасовитом стању. Користи се као састојак моторних горива, растварач за масноћу, восак, смолу, уље, боје, пластику и гуму, у екстракцији уља из сјеменки и плодова и за штампање фотографија. Користи се и у производњи

детерцената, експлозива, фармацевтских производа и средстава за бојење. Изложеност становништва бензену је, директно или индиректно, резултат дима цигарете, коришћења разређивача и бензина у затвореним просторима и цурења подземних резервоара за гориво. Будући да су многи од ових извора лоцирани у унутрашњем простору, концентрације бензена су генерално веће него у спољашњој средини. У атмосфери је присуство бензена и више од 70 његових деривата последица сагоријевања фосилних горива и емисија из различитих индустријских процеса. Од њих настају разни ароматични алдехиди, алкохоли и нитрати. Ови производи имају умјерено високу молекулску масу и умјерено су растворљиви у води и могу се лако таложити на површинама честица аеросола [127].

Толуен (температура кључања 110,6 °C) се производи преваходно као прекурсор за синтезу других хемикалија. На примјер, 70% толуена користи се за синтезу бензена, 15% за производњу других хемикалија и 10% као растварач за боје и као додаток бензину. У поређењу са бензеном, толуен је мање растворљив у води и више је липофилан, што доводи до акумулације у организму човјека. Тиме се повећава потенцијал толуена за токсичне ефекте [127].

Ксилени (*orto* [*o*-], *meta* [*m*-] и *para* [*p*-], температура кључања 144,4 °C, 139,1 °C и 138,3 °C, респективно) такође су коришћени као замјена за бензен и толуен у производњи смола, синтетичких тканина и пластике и као адитиви за бензин, средства за чишћење, раствараче и лакове. Веома су липофилни и гдје их присуство двије метил-групе чини практично нерастворљивим у води. Присуство друге метил-групе на бензеновом прстену и њена позиција у орто, мета или пара положају одређује број ензимских корака у процесу разградње ксилена и специфичан пут, брзину разградње и потенцијал за биоакумулацију [268-270, 127].

5.9.2. Утицај на биодиверзитет

Највеће последице од загађивања нафтом осјећају се у хидросфери. Нафта и њени деривати испољавају штетно дејство на многе живе организме и погубно утичу на све карике биолошког ланца [34].

5.10. АМОНИЈАК

5.10.1. Основне карактеристике

Амонијак (NH_3) је високо реактиван и растворљив алкални гас. Потиче из природних и антропогених извора, а главни извор је пољопривреда (на примјер, коришћење стајског ђубрива). Вишак азота може изазвати ефекат еутрофизације и ацидификације на екосистеме, што доводи до промјена састава врста и других штетних последица [271-277].

Амонијак настаје у процесу разградње протеина хране и распадањем урее у присуству воде. Емисија амонијака варира просторно и највећа је на подручјима са интензивном пољопривредном производњом. Остали извори амонијака у вези са пољопривредом укључују сагоријевање биомасе или производњу ђубрива. Амонијак се такође емитује из низа непољопривредних извора, као што су катализатори у бензинским возилима и депоније отпада. Извори амонијака су индустријска и постројења за пречишћавање отпадних вода, затим различити поступци компостирања и сагоријевања органских материјала и излучевине дивљих сисара и птица [278, 279].

Емисија амонијака зависи од годишњег доба и климе, па са порастом температуре амонијак у већој мјери испарава, што доводи до даљег пораста његове концентрација у ваздуху. Константна емисија амонијака из наведених извора ријетко је довољно висока да изазове акутна оштећења биљака, али повремено значајно испуштање може изазвати загађење животне средине. Високе концентрације амонијака понекад се налазе око фарми за интензиван узгој, на примјер фарме пилића [16]. Неки непољопривредни извори емисије (на примјер колоније морских птица) доприносе само малим количинама укупне емисије NH_3 у Великој Британији, али су, због своје локације, често доминантан извор емисије у удаљеним и иначе „чистим” подручјима. Показало се да веће колоније морских птица емитују сличне количине NH_3 као велике интензивне перадарске фарме [278, 279]. У атмосфери амонијак, због свог базног карактера, реагује са киселим загађујућим материјама, као што су сумпордиоксид и азотни оксиди и настају амонијумове соли (NH_4^+), које садрже аеросол. Док је потенцијал за транспорт NH_3 релативно кратак (<10-100 km), NH_4^+ има потенцијал за транспорт на велике удаљености (100->1.000 km) [280, 281].

5.10.2. Утицај на биодиверзитет

Амонијак се уноси у биљку преко листова кроз стоме, повећавајући потенцијал за унос азотних нутријената. Атмосферски NH_3 такође дјелује као NH_4^+ , када NH_3 долази на биљне површине, раствара се и испира у земљиште, гдје може повећати киселост тла и ометати унос базног катјона [282, 273]. Ефекти представљају комбиноване ефекте апсорпције кроз изданке као $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ и коријен као NH_4^+ .

Амонијак има значајан утицај на локалном нивоу: емисије се јављају на тлу у руралном окружењу и NH_3 се брзо депонује. Као резултат тога неки од најактуелнијих проблема депозиције NH_3 јесу за мали реликтни природни резервати који се налазе у интензивним пољопривредним површинама [283]. Ниво оштећења брзо се смањује с повећањем удаљености од извора. Под одређеним условима амонијак може остати као облак изнад нивоа земље, што узрокује већа оштећења дрвећа него зељастих биљака. Симптоми оштећења могу трајати и до девет дана. Код већине биљних врста опоравак се може догодити за отприлике двије недјеље након заустављања излагања [16]. Негативни ефекти на вегетацију настају директном токсичношћу, када унос прелази капацитет детоксикације и преко акумулације азота, што повећава вјероватноћу штетних интеракција са другим абиотским и биотским стресорима. Амонијак може да обогати екосистем азотом, који доводи у опасност врсте у приземним спратовима, јер интензитет свјетлости постаје мањи ширењем нитрофила који користе додатни N за брзо развиће. Обогаћивање азотом утиче на конкуренцију за ресурсима, фаворизирајући брзорастуће, високе врсте са брзом стопом асимилације азота. Високе концентрације могу веома штетно да утичу на биљке. Некроза се прво јавља на вршном и ивичном дијелу листа. Отпорност појединих биљних врста према амонијаку је различита. Од једногодишњих биљака на NH_3 врло су осјетљиви сунцокрет, горушица, пастирска торбица и сљез, а од вишегодишњих биљака орах, граб, јова, сребрнаста липа, ситнолисна липа, боровац и планинска ружа. Средње осјетљиве су: буква, ариш, тиса, смрча, шумски бор, док се у толерантније убрајају: црвени храст, храст лужњак, багрем, клен, глог, шимшир, јавор, јасмин и калина. У случају загађености ваздуха амонијаком као биљке индикатори могу послужити и *Taxus bacata* и *Brassica oleracea* [284].

Одређивање симптоматологије и биљака индикатора може бити изазовно јер је амонијак облик азота који је есенцијални нутријент за раст биљака. Осим тога, неке ефекте тешко је одвојити од оних који су узроковани недостатком свјетлости.

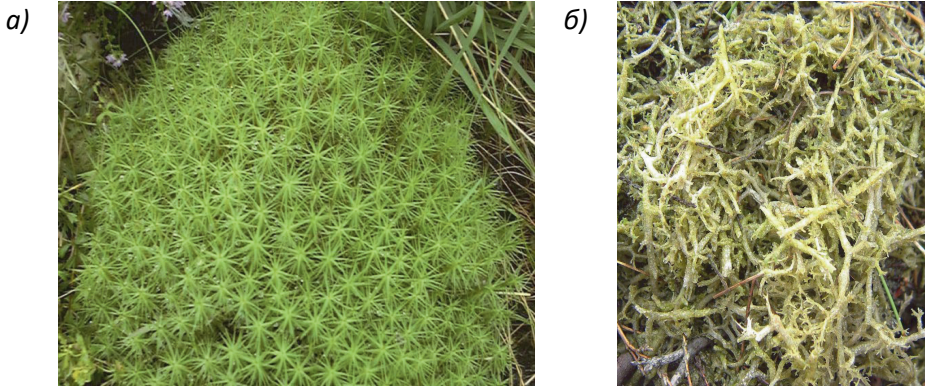
Неки од ефеката на вегетацију су:

- еутрофизација, која доводи до промјена у саставу врста; повећање броја врста које преферирају азот,
- смањивање учесталости маховина, лишјајева и ерикоидних жбунића у корист трава попут *Deschampsia flexuosa*, *Molinia caerulea* и рудералних врста, нпр. *Chamerion angustifolium*, *Rumex acetosella* и *Rubus idaeus*,
- повећан ризик оштећења од смрзавања у прољеће [283],
- повећан ниво зимског исушивања код врста рода *Calluna* и љетњи стрес због суше,
- повећање епифита које преферирају азот, нпр. *Xanthoria parietina*,
- повећана учесталост напада штеточина и патогена,
- директно оштећење и угинуће осјетљивих врста, нпр. лишјајеви и маховине, *Sphagnum*, *Pleurozium schreberi*,
- смањен раст коријена и микоризна инфекција доводе до мањег уноса храњивих материја, осјетљивости на сушу и неравнотеже храњивих материја у односу на азот који се узима преко лишћа, нпр. за црни бор (*Pinus nigra*) [286].

Маховине и лишјајеви највише су изложени ризику јер имају ограничен капацитет детоксикације у односу на њихов потенцијал апсорпције и велику површину у односу на масу [282]. Сматра се да је алкалност кључни покретач за ефекте NH_3 на епифитске лишјајеве [287].

Многе врсте лишјајева осјетљиве су и на веома мала повећања концентрација NH_3 изнад $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [288]. Постојећи докази сугеришу да је одсуство ацидофитних лишјајева (лишјајеви који воле киселинске услове) са гранчица и дебла дрвећа које расте у окружењима богатим NH_3 последица неутрализације рН коре дрвећа [287]. Мјесечне концентрације $\text{NH}_3 > 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ десетковале су популације *Cladonia portentosa* за мање од годину дана. Влажно депонован NH_4^+ изазвао је само ограничено оштећење [289] (слика 48).

Отпорност појединих врста маховина према амонијаку је различита [290]. Неке маховине из рода *Sphagnum* су веома осјетљиве, а посебно оне које немају црвеноранчасте пигменте и каротеноиде.



Слика 48. *Cladonia portentosa*: а) здрава биљка и б) под дјеловањем амонијака [161]

Укупни суви депоновани амонијачни азот покреће промјену састава врста и смањује покривност врста и различитост много брже од исте јединице азота при влажној депозицији [291]. Амонијак може довести до губитка зеленог фотосинтетског материјала, узрокованог комбинацијом амонијака (NH_3) и зимског сушења, а манифестује се као избјелјивање врхова код *Calluna vulgaris* или бојењем биљке у плаво код *Polytrichum commune* (слика 49).



Слика 49. Ефекат дјеловања амонијака на *Calluna vulgaris* и *Polytrichum commune* [161]

5.11. ХАЛОГЕНИ

5.11.1. Основне карактеристике

Халогени су група хемијских елемената који укључују флуор (F), хлор (Cl), бром (Br) и јод (I). На глобалном нивоу, природни извори, посебно море, стварају већину хлорних, бромних и јодних једињења у атмосфери. Флуор је најраширенији и најважнији фитотоксични халоген, док су еколошки проблеми узроковани хлором, бромом и јодом веома ријетки. Атмосферска флуорна једињења укључују неорганске гасове и честице и око десетак органских једињења, чији су доминантни природни извори вулкани, фумароле, шумски пожари и морски аеросоли.

Флуор (F) је један од најреактивнијих елемената тако да се не налази у природи у слободном, елементарном облику. Ако се емитује у атмосферу, реагује брзо уз формирање неорганских једињења [292]. У атмосфери се појављује у облику гасовитих молекула (F₂) или сорбован, у редукованој форми флуорида, на чврсте честице (F⁻) [162]. Садржај флуорида у атмосфери градских и сеоских средина најчешће није значајан, што није случај са околином фабрике за производњу фосфатних ђубрива, топионице алуминијума, фабрике керамике и стакла, са спаљивањем угља или са активним вулканима, гдје је концентрација флуорида изнад 20 ppm [293, 17].

Неоргански флуориди емитују се из антропогених извора и највећи дио се јавља у облику неорганских гасова и честица. Најважнији неоргански гас је флуороводоник, иако неколико процеса ослобађа и силицијум тетрафлуорид (SiF₄). Производња алуминијума је важан извор флуороводоника, али такође доводи и до ослобађања малих количина гаса перфлуорометана (CF₄), док индустрија магнезијума ослобађа сумпор треба хексафлуорид (SF₆). Веома токсични гас сулфурил-флуорид (SO₂F₂) у неким земљама користи се као биоцид за складишта и бродове. Међутим, доминантно једињење које се испитује у вези са животном средином је флуороводоник.

Органски флуориди укључују хлорофлуороугљенике (CFC – *Chlorofluorocarbons*) који су се користили у расхладним средствима, пестициде, хербициде, сурфактанте, чврсте полимере, као што је тефлон, и фармацеутске производе. До данас је синтетисано око милион органских флуорида. Негативни ефекти CFC-а на озонски омотач добро су познати и

неопходна је њихова замјена средствима која немају такав утицај, као што су хидрохлорофлуороугљоводоници (HCFCs – *Hydrochlorofluorocarbons*) и хидрофлуороугљоводоници (HFCs – *Hydrofluorocarbons*). Хемијска природа и токсикологија детаљно су истражени, а доминантни производ је трифлуоросирћетна киселина (TFA – *Trifluoroacetic acid*). TFA је отпорна на хемијско и биолошко разлагање, што за последицу има акумулацију у животној средини. Осим тога, постоји и природни, али неидентификовани извор TFA у животној средини. Токсиколошка истраживања показују да трифлуоросирћетна киселина сада не представља опасност за животну средину, али концентрације у падавинама расту брже него што је очекивано и потребна су додатна истраживања.

Хлор је доминантан природни халоген у атмосфери, најчешће присутан као хлорид. Гасовити хлор је потенцијално веома опасан за здравље, али се врло ријетко испушта у количинама у којим представља ризик изван индустријских објеката. Повремено се случајно излива или цури из извора, као што су резервоари за складиштење гасовитог хлора и хемикалија за хлорисање које се користе за дезинфекцију базена. Транспорт гаса испуштеног у атмосферу зависи од метеоролошких услова у тренутку инцидента, али извјештај из САД наводи да су „захваћена подручја мала, често се протежу мање од 0,5 km низводно од извора” [294]. Иако се концентрације хлора у атмосфери веома брзо мијењају због атмосферске хемије, па чак и слаба киша може да уклони сав хлор из ваздуха у врло кратком временском периоду, може доћи до оштећења биљака хлором у близини извора загађења. Утицај загађења хлором повећава се на јакој сунчевој свјетлости и опада током ниских температура [16]. Хлор се у атмосфери налази у облику аеросола морске соли, али у већини копнених средина хлор се углавном јавља као кисела гасовита хлороводонична (сона) киселина (HCl), која се доминантно емитује из термоелектрана на угљан и из спалионица. Спаљивање PVC-а и свих хлорованих угљоводоничних материјала доводи до стварања хлороводоничне киселине, али се повремено емитује и цурењем у индустријским активностима. Хлороводоник је врло хигроскопан и брзо се трансформише у хлороводоничну киселину реакцијом са атмосферском влагом и формира аеросолне честице [16].

5.11.2. Утицај на биодиверзитет

Поједини аутори флуориде рангирају на пето мјесто према учешћу у оштећењу вегетације, али зато према степену токсичности и афинитету акумулације у биљним ткивима међу гасовитим загађујућим материјама ваздуха флуориди заузимају прво мјесто [34]. Флуороводоник је, од свих загађујућих материја из ваздуха, највише фитотоксичан, од 10 до 1.000 пута токсичнији је од озона, сумпор-диоксида или азот-диоксида [295]. Главни разлог за то је јер се преноси приликом транспирације, што доводи до акумулације врло високих концентрација на врху и ободу листова.

Код осјетљивих врста то може довести до морфолошких промјена на листовима, хлорозе (жуте боје), црвене боје и/или смрти ткива. Ради илустрације високе токсичности наводи се податак да концентрација од само $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ изазива хлоротичне и некротичне промјене на листу (слика 50).

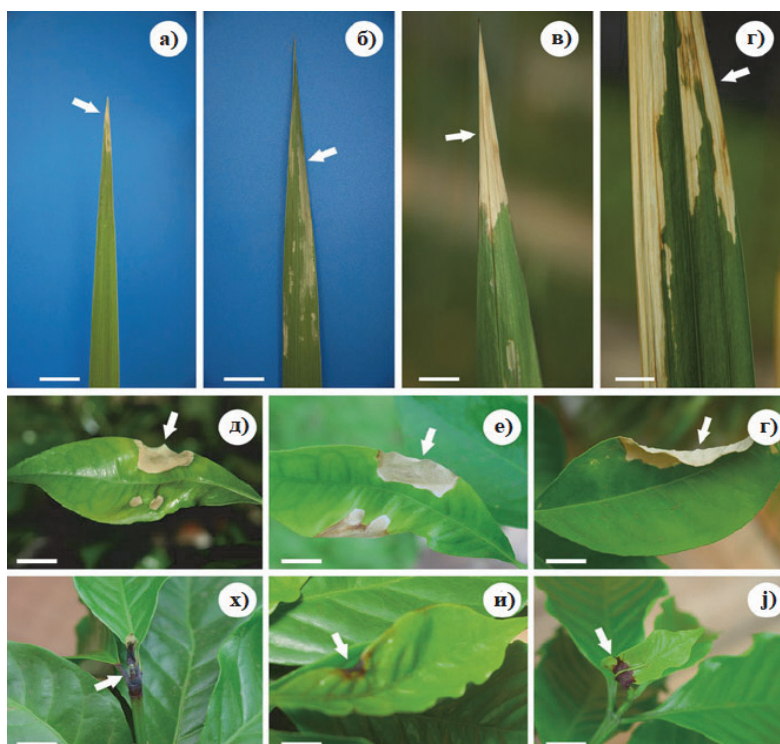


Слика 50. Мрље на листовима као посљедица токсичности флуора [162]

Листови су највише подложни загађењу ваздуха, па и флуоридима. Четинари спадају у врло осјетљиву групу биљака, нарочито једногодишње иглице (посебно у прољеће), док су иглице формиране претходне године неупоредиво отпорније. Деструктивне промјене јављају се на врховима и дуж ивица листова четинара и развијају се полукружне лезије. При врло високим концентрацијама некроза захвата цио лист, који потом отпада [34]. Биљке су по правилу врло осјетљиве и подлијежу оштећењима и при

ниским концентрацијама флуорида (испод $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). У најосјетљивије врсте убрајају се *Acer negundo*, *Zea mays*, *Gladiolus sp.*, *Pinus strobus*, *Picea pungens* и *Mahonia repens*. При одређивању максимално дозвољених концентрација за биљке морају се узети и други параметри, као што су спољашњи фактори (свјетлост, температура, влажност) и вријеме експозиције [34]. Опасност за биљке готово искључиво везана је за непосредно дејство гасовитих једињења флуора за надземне дијелове биљака. Гасовити флуориди и fine чврсте флуоридне честице из атмосфере продиру углавном преко лишћа, кроз стоме, а дјелимично и кроз кутикулу [17].

Након излагања концентрацији флуорида од $0,16 \text{ mol}/\text{l}$ у затвореној комори код анализираних биљних врста забиљежене су одређене промјене на листу. Тако је код гладиола уочена промјена која почиње од руба листа (стрелица) и напредује према средини листа (стрелица) (слика 51. а-г).



Слика 51. Симптоми оштећења листа узрокована загађењем флуорида: а-д) гладиола, е-г) агруми, х-ј) кафа [296]

Код агрума (слика 51. е-г) симптоми се јављају од руба листа (стрелица) и прелазе ка средини листа (стрелица). Код кафе (слика 51. х-ј) на стабљници и лишћу појављују се црне некротичне мрље (стрелица) [296].

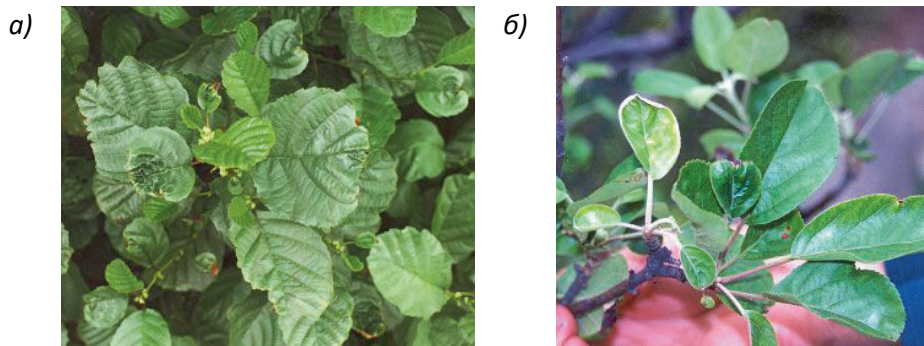
У већини случајева реактивност честица флуорида је ниска, тако да се обично не сматрају опасним за биљке. Ове честице остају на површини листова и лако се испирају кишом, па зато остављају мање последице. Критични нивои заснивају се на научним сазнањима, а с циљем спречавања видљивих оштећења од флуороводоника. Наведена сазнања резултат су многих експеримената и година посматрања тако да се сматрају поузданим [292, 295].

И флуороводоник и честице доприносе укупном садржају флуорида у биљкама, а тиме и исхрани биљоједа. Према томе, за флуориде су обезбијеђени и критични нивои и критично оптерећење. Штетни биолошки ефекти флуорида запажени су прво код животиња и човјека, као промјене у минералном саставу костију, са карактеристичним тачкама („пјегавост зуба“) и назване су флуорозе.

Флуорозе се манифестују у виду денталних и коштанних лезија, хромости животиња, а најосјетљивији су говече и овца. До прије 40 година стање које се назива флуороза представљало је главну препреку за сточарску производњу на великом подручју Енглеске. Уопштено, први симптоми флуорозе јављају се када храна има годишњу вриједност већу од око 30-40 mg F/kg суве материје. Флуороза је забиљежена и код неколико малих сисара [297].

Код неких врста изложеност флуороводонику доводи до промјене у морфологији листа. Када се флуорид акумулира на рубу и на врху младог листа, то утиче на ширење ћелија. Ћелије удаљене од зона акумулације настављају да се шире, узрокујући дисторзију.

Ефекти могу бити једва примјетни или сасвим јасни као у случају црне јове (*Alnus glutinosa*). Неки листови имају нормалан облик, али већина показује степен изобличења. Ефекат зависи од стадијума раста појединачних листова током епизоде фумигације (слика 52. а). Слични ефекти примијећени су и на листовима јабуке (слика 52. б).



Слика 52. Утицај флуорида на јову и јабуку [161]

Толеранција животиња на флуориде варира, тако да су домаће животиње које дају млијeko највише осјетљиве, док су перад најтолерантнија. Флуороза животиња у контаминираним подручјима може се избјећи одржавањем нивоа уноса испод оних који се наводе, укључивањем чистих сировина с онима са високим садржајем флуорида. Такође је утврђено да повећана потрошња соли алуминијума и калцијума може смањити токсичност флуорида код животиња [298]. Животиње обично уносе малу количину флуорида у својим оброцима без опажених штетних ефеката, али прекомјерни унос може бити штетан. Уобичајени извори прекомјерног уношења флуорида код животиња односе се на храну која је изложена контаминацији у ваздуху или се узгаја у земљиштима и води који садрже висок ниво флуорида. Узрок могу бити и додаци храни који садрже висок ниво флуорида. Дејство флуорида на домаће животиње може бити акутно или хронично, зависно од нивоа којима су животиње биле изложене [127]. На примјер, ако бројност популације животиња или биљака која је осјетљива на загађујућу материју из ваздуха драматично падне, онда се могу промијенити све интеракције предатора и плијена [298].

Током истраживања потенцијалних извора трифлуоросирћетне киселине у животној средини откривено је да значајне количине потичу од метаболизма анестетика и термичке разградње полимера, као што су облоге за тигање. Органофлуорна средства која се користе као заштитници тканина имају ниску испарљивост, мада су се неки појавили у крви људи и ткивима животиња [299].

Иако су флуорооргански пестициди и хербициди подвргнути строгим токсиколошким испитивањима, мало се зна о дугорочним ефектима на педофауну. Уопштено, једињења са трифлуорометил групама нису дефлуорисана, а ароматски прстенови нису разбијени. Дуготрајна судбина ових и многих других органофлуорних једињења није позната [300].

Висок ниво концентрације хлора у ваздуху може утицати на биљке и узроковати велика оштећења као и код излагања сумпор-диоксиду и флуоридима [301]. Постоји неколико примјера гдје су биљке оштећене под утицајем хлора (пуцање резервоара и емисије из отвореног базена). Уништени су сви листови на врби (*Salix phyllicifolia*) на удаљености од око 800 m низ вјетар (али су биљке преживјеле), а на неким биљкама појавиле су се смеђе мрље. Симптоми токсичности хлора су смеђе некротичне лезије дуж ивица листова, смеђе мрље на више мјеста дуж листа; избјељивање горње површине листа; епинастија (искривљени раст); и хлороза (жутило) и опадање листова [294]. Код четинара се јављају опекотине на иглицама [302]. Лабораторијска фумигација сугерише да се симптоми почињу развијати након излагања изнад $290 \mu\text{g}/\text{m}^3$ током четири сата. Концентрације у опсегу $1.160\text{-}7.250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ изазивају озбиљне симптоме [294] (слика 53). Веома осјетљиве биљке показују симптоме када су изложене два сата или више у концентрацијама хлора у распону од 290 до $13.544 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Хлориди се не накупљају у биљним ткивима након излагања хлору [302].



Слика 53. Утицај хлора на биљке [303, 304]

Директни ефекти HCl на биљке више су локални, с тим да је веома мало информација о односима доза-одговор [294], чак и на удаљености од 800 метара од извора [16]. Изложеност концентрацијама већим од 4.474 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ током неколико сати узрокује видљива оштећења [294], која се обично јављају након излагања у периоду 24 и 72 сата [16]. Видљиви симптоми манифестују се у виду смеђе некрозе. Попут флуорида, хлор из HCl накупља се у листовима и мигрира према њиховим ивицама и врховима. Утицај загађења хлороводоничном киселином смањује се са повећањем влаге, недостатком Mg и вишком Ca. Код лишћа скривеносјеменица уобичајени симптоми су интравеналне воденасте пруге, жута или смеђа некроза, некроза врхова, бијеле области око некрозе и пуцање листа [16].

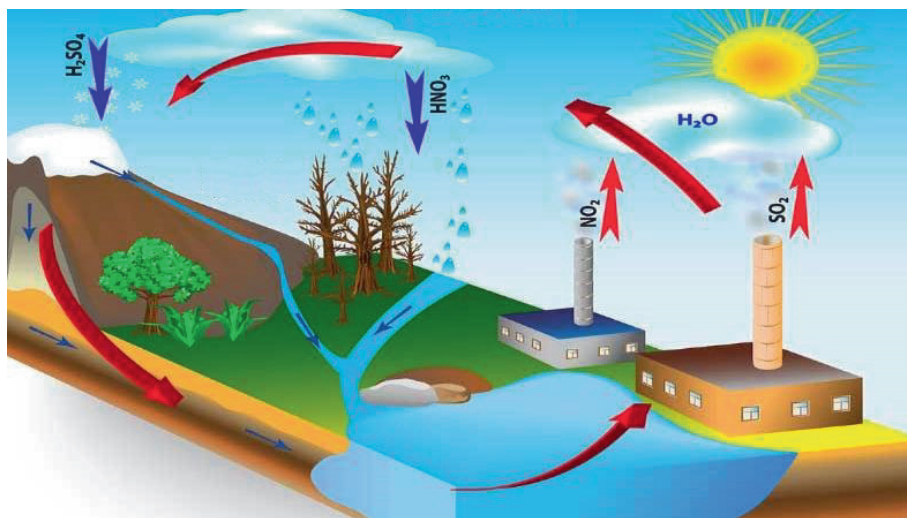
Емисије брома и јода нису од значаја за животну средину и биодиверзитет.

5.12. КИСЕЛА ДЕПОЗИЦИЈА

5.12.1. Основне карактеристике

Кисела депозиција представља мјешавину загађујућих материја у ваздуху које се таложе из атмосфере, што доводи до закисељавања земљишта и слатких вода. Углавном се састоји од загађујућих материја емитованих сагоревањем фосилних горива (на примјер производња електричне енергије). Уклањање ових загађујућих материја из атмосфере укључује влажно таложење падавинама, али и суву депозицију гасовитих киселих оксида. Киселе падавине имају повишене концентрације H^+ јона и познате су као „киселе кише”. Настају као посљедица аерозагађења киселим оксидима (SO_2 , SO_3 , NO_x и другим загађујућим материјама) и њиховог растварања у води. У ширем смислу, под појмом киселе кише подразумевају се све киселе падавине – киша, сусњежица, снијег, магла и измаглица које у себи садрже загађујуће материје киселе природе. Загађење из атмосфере може да доспије на површину земље и у облику сувог талоба. Посљедице дјеловања киселих киша могу бити веома озбиљне за човјека, екосистем и материјална добра. Данас се обично штетно дејство киселих киша претежно повезује са деградацијом шума. Заштита шума, са аспекта аерозагађења, мора се спроводити комплексно, елиминацијом извора емисије. Узроковане загађењем ваздуха, киселе падавине су један од

локалних посљедица загађења ваздуха. Природне падавине имају рН око 5,6 и представљају раствор воде и угљен-диоксида, слабо киселих својстава. Киселост кише и снијега изнад већих индустријских и урбаних области често је већа и достиже рН од 3 до 5. То одговара 40 пута већој концентрацији јона водоника у раствору у односу на чисту кишницу. Повећана киселост настаје од присуства сумпорне, азотне и угљене киселине, које су доспјеле у атмосферу антропогеним активностима. Ове киселине настају реакцијом водене паре или кишних капи са сумпордиоксидам и азотним оксидима присутним у атмосфери. Највећи дио антропогене емисије ових оксида потиче из индустријски развијених области сјеверне Земљине хемисфере (Европа, источни дијелови Сјеверне Америке, Кина, Јапан) [11, 1]. Главну одговорност за оптерећења узрокована киселим кишама носе термоелектране, дим из домаћинстава и издувни гасови у саобраћају (слика 54).



Слика 54. Киселе кише, формирање и ефекти [305]

Киселе падавине проузроковале су ацидификацију (закисељавање) стотине хиљада језера у Сјеверној Америци и Европи, а први пут је ова појава забиљежена 60-их година у Шведској. Око 10% шума Њемачке налази се у фази пропадања због дејства киселих киша. У Аустралији је обољело око 600.000 хектара четинарске и листопадне (храстове и букове) шуме. Размјере праве националне катастрофе достиже стање у Пољској,

гдје је обољело 400.000 хектара шуме, те у Чешкој и Словачкој, гдје је угрожено 500.000 хектара шума. Посљедице су примјетне и у нашим шумама, при чему је дејство киселих киша испољено у блажим облицима, док на одређеним подручјима долази до сушења лишћа и стабала [85].

Штетни ефекти киселих киша најчешће се испољавају далеко од извора емисије њихових узрочника. Појава киселих падавина у новије вријеме веома забрињава човјечанство [306]. У Бањој Луци је присуство киселих падавина први пут потврђено 1987. године. Вриједност рН кретала се од слабо и умјерено алкалне до киселе (од 6,25 до 10,11) [307]. У периоду од 2001. до 2005. године представљају 6,18% свих падавина. Вриједности рН падавина нису биле мање од 5, што значи да киселост падавина није била сувише ниска и падавине су категорисане као благо киселе [306], које немају значајан негативан утицај на животну средину. На киселост падавина вјероватно највише утиче присуство азотне киселине, што иде у прилог мишљењу да су у посматраном периоду оксиди азота интензивно емитовани из саобраћаја. Удио киселих падавина мањи је у лјетном него у зимском периоду, што потврђује да је загађење у Бањој Луци доминантно резултат сагоријевања енергената у ложиштима за зимско загријавање објеката и саобраћаја. Праћењем кретања вјетрова утврђено је да киселе падавине потичу и из ваздушних маса које стижу са сјеверозапада, из европских индустријских базена.

Све компоненте које садрже киселинско таложјење нису киселе, иако имају киселинско дејство на земљиште и слатке воде. На примјер, сулфатни, нитратни и амонијум јони сами по себи нису кисели, али постају када су повезани са протонима киселине који се могу ослободити трансформацијама у земљишту или на површинама листа, нпр. оксидацијом, нитрификацијом, посредством микроба и нитрификујућих бактерија. Количине киселих и сулфатних јона у киши, на глобалном нивоу, у просјеку су се смањиле за 85% и 75%, респективно, у посљедњих 20 година. Депозиција у подручјима удаљеним од извора смањује се у односу на таложјење у близини извора, нпр. у централној и источној Енглеској, с тим да је уочен мањи пад у влажној депозицији (-57%) у поређењу са сувом депозицијом (-93%).

Емисије сумпора нису главни узрок закисељавања (ацидификације) водених екосистема, али могу имати значајан утицај. Пошто таложјење азотних оксида и амонијума такође доводи до закисељавања, а како се ове

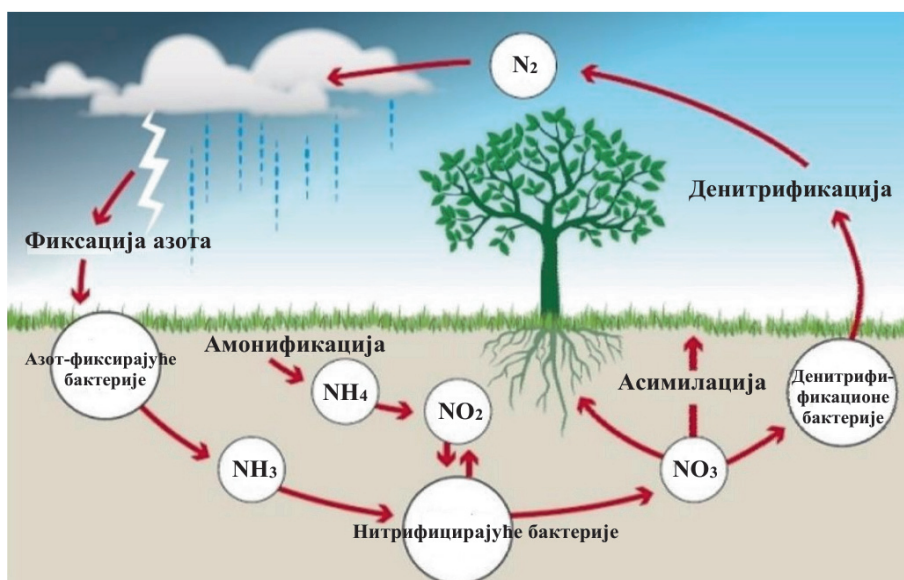
емисије смањују веома споро, закисељавање је и даље разлог за забринутост, иако је знатно смањено од периода високих емисија сумпор-диоксида. Кисела депозиција повезана са сумпором наставља да опада, тако да је данас већина ефеката закисељавања повезана са таложењем азота. Депозиција азота је унос реактивног азота из атмосфере у биосферу као гаса, сувом и влажном депозицијом гасовитих азотних једињења [308].

Азот припада групи неметала. Један је од главних нутријената одговорног за раст биљака. Улази у састав многих једињења важних за животне процесе биљака, као што су: бјеланчевине, нуклеинске киселине, нуклеотиди, хлорофил и др. Захваљујући томе, његова улога у физиолошким процесима је значајна и многострука [309]. Кључни је елемент контроле примарне продукције [310]. Он је основни састојак асимилаторног и структурног ткива, олакшавајући конверзију CO_2 у угљене хидрате и везивање са угљеником да би се формирале аминокиселине [311]. Азот се у природи налази у елементарном облику као састојак ваздуха, у хемијски везаној форми, у органској материји биљака и животиња и у виду соли [312]. Покретљив је елемент и у природи се јавља у више валентних форми, од -3 код органских и амонијачних једињења до +5 код нитрата. У земљишту се око 95% азота налази у органском облику, а само 1-5% у виду неорганских једињења која биљке могу непосредно да користе. Стога је и разумљива потреба биљака за допунском исхраном азотом. Азот у природи непрекидно прелази из неорганског облика у органски и обратно и то се назива циклус кружења азота у природи. Биохемијски циклус кружења азота је врло комплексан. На слици 55. приказана је узајамна повезаност биљка, животиња и бактерија у циклусу кружења азота.

Промјена валентних форми азота врши се путем сљедећих биохемијских процеса:

- Амонификација, код које хетеротрофни микроорганизми разлажу бјеланчевине до угљен-диоксида (CO_2), воде (H_2O) и амонијака (NH_3). За овај процес неопходно је да је угљеник доступан микроорганизмима, јер је он за њих извор енергије. Настали амонијачни азот подлијеже процесу нитрификације, усвајају га биљке и микроорганизми или се фиксира у земљишту. Минерализација је дио циклуса у којем микроорганизми разграђују биљне и животињске остатке у процесу амонификације. Том приликом се ослобађа NH_4^+ .

- Фиксација, гдје микроорганизми – азотофиксатори користе молекуларни азот, трансформишући га у биолошки доступан облик NH_3 . Биолошка фиксација подразумева способност одређених прокариотских организама, различитих бактерија, да фиксирају N_2 (азотофиксирајуће бактерије) и да се у земљишту преводе у облик доступан биљкама (нитрати, амонијак).
- Асимилација, гдје се азотна једињења користе за синтезу биомасе.
- Нитрификација, што представља микробиолошку оксидацију амонијачног азота у нитрите и нитрате, дејством аеробних бактерија (*Nitrosomonas*) у првој фази, док се у другој оксидација одвија до нитрата уз помоћ нитратних бактерија из рода *Nitrobacter*. Захваљујући аутотрофним организмима, процесом нитрификације земљиште се обогаћује нитратном формом азота, која је најприступачнија за биљке.
- Денитрификација, код које велики број микроорганизма, у одсуству раствореног кисеоника у води, може да користи кисеоник из нитрита и нитрата, при чему се они редукују до молекуларног азота, а то обавља бактерија *Micrococcus denitrificans*. Процесом денитрификације из земљишта се губи до 50% унијетих азотних ђубрива. Овако се азот из биолошки погодне форме преводи у облик који нема штетан утицај на животну средину.



Слика 55. Кружење азота [313]

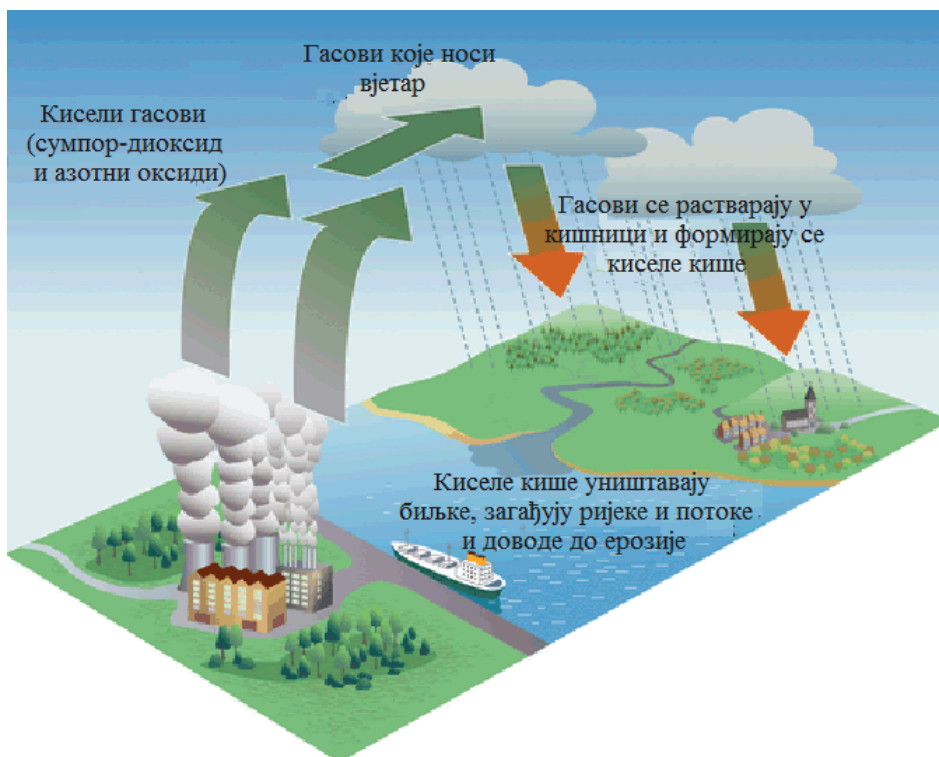
Денитрификација почиње фиксацијом азота. У групу најважнијих азотофиксатора убрајају се аеробна бактерија *Azotobacter*, која живи слободно у земљишту, и *Rhizobium*, бактерија која живи у симбиози са вишим биљкама и њиховим коријеновима. Ови микроорганизми имају способност да код одређених биљака домаћина изазову стварање квржица на коријену, па су стога и добиле назив квржичне бактерије. Познато је да ове бактерије могу да живе у симбиози са 912 врста легуминозних биљака (дјетелина, соја, луцерка, пасуљ, грашак и др.). Легуминозе у симбиози са квржичним бактеријама могу да вежу 100-300 kg азота по хектару годишње. Постоје микроорганизми који не живе у симбиози са биљкама, али су способни да усвајају атмосферски азот. Ови микроорганизми називају се слободни азотофиксатори. Од свих азотофиксатора, највише су проучавани представници рода *Azotobacter* и *Clostridium*. Ови микроорганизми живе слободно у земљишту или у зони коријена биљке и способни су да везују од неколико килограма до 60 kg азота по хектару годишње.

5.12.2. Утицај на биодиверзитет

У киселим кишама највише су заступљене сумпорна, азотна и угљенична киселина, мање хлоридна и поједине органске киселине, па се према киселости киша може дати оцјена о концентрацији сумпорних и азотних једињења у ваздуху.

Непосредне посљедице дејства атмосферског талоба на вегетацију није лако утврдити. Киселе падавине допринијеће већим оштећењима ако је вегетација угрожена и утицајем других фактора [17]. Велика оштећења јављају се на шумама, нарочито у подручјима са честим и обилнијим падавинама, са нижим просјечним годишњим температурама. Оштећења шумске вегетације од киселих падавина могу бити директна, као промјене на лишћу и гранама, и индиректна усљед промјена у саставу земљишта око коријена [11]. Степен непосредног оштећења листова киселим падавина зависи од бројних фактора. Вријеме контакта киселих падавина на површини листа и концентрација киселине у капима одређује степен оштећења. Температура, влажност, квашљивост и морфологија листа, појава вјетра и слично фактори су који утичу на вријеме контакта, а тиме и степен оштећења. Вријеме контакта између вегетације и киселих супстанци веће је у ситуацијама у којима се јављају магле и ниски облаци него када се јављају обичне кише. Ово додатно укључивање влаге из атмосфере познато је као скривена преципитација. Иако није доказано, испирање храњивих

катјона један је од главних разлога за пропадање шума [17]. Најчешћи резултат овог дјеловања је појава различитих болести, које се манифестују у виду оштећења дрвећа и коре, оштећења иглица и листова, који постепено жуте и опадају, аномалија у расту биљака и смањене отпорности на разне штеточине. Овом проблему увелико потпомаже и нерационална и непланска сјеча дрвећа, што може довести до изумирању шума [314] (слика 56).



Слика 56. *Циклус киселих падавина [315]*

Киселе кише су одговорне за велике штете на воденим екосистемима и шумама на цијелој Земљи. Шуме на великим надморским висинама посебно су угрожене јер су често окружене облацима и маглом у којима су концентровани јони киселине. У приобалним подручјима концентроване морске магле узроковале су лезије на лишћу (Канада). Када рН падне испод 3, повећава се вјероватноћа видљивих оштећења, „горења” и прераног старења и опадања листова [316] (слика 57).



Слика 57. Ефекат киселих киша на биљке [317, 318]

Многи ефекти киселе депозиције су индиректни, повезани са снижавањем рН вриједности земљишта и повећањем растворљивости токсичних Al^{3+} јона, што је често повезано са смањеним концентрацијама базног катјона. Излучивање базних катјона, посебно магнезијума, из земљишта повезано је са хлорозом лишћа, што је уобичајен симптом на дрвећу, гдје је ово жутило повезано са отпадањем лишћа [319]. Кисела депозиција може довести до испирања калцијума из иглица четинара, нпр. црвене смреке [320], која је мање способна да издржи зимско смрзавање/исушивање. Ефекат на усјеве може се умањити примјеном кречњака и ђубрива да би се замијенили изгубљени нутријенти и одржао неутралнији рН земљишта.

Међутим, оно што није увијек јасно јесте шта покреће промјене: да ли вегетација реагује на дозу или концентрацију и да ли је то годишње или кумулативно оптерећење које је важно, да ли је одговор линеаран или показује праг? Неколико студија показало је да концентрација јона у влажном таложењу, са учесталошћу примјене, може погоршати ефекат дозе [321, 274]. Неваскуларне биљке су посебно осјетљиве на високе концентрације и поновљене изложености, јер оне доводе у питање њихову способност да се и опораве од оштећења. Стога се оштећење од азота мора узети у обзир у смислу више од самог оптерећења.

Кисела депозиција утиче и на животињски свијет. Утиче на репродукцију код птица и биљака. Утиче на љуску јајета, која постаје

неотпорнија јер се стањује, а код производње сјемена повећана киселост на његову виталност и клијавост.

Репродукција код птица и биљака је осјетљива на закисељавање, нпр. због утицаја на љуску јајета, која постаје неотпорнија јер се стањује, а код производње сјемена повећана киселост на његову виталност и клијавост. Дебљина љуске јајета често опада како доступност калцијума у исхрани пада као реакција на киселу депозицију [322]. Многи ракови не могу да настањују закисељене воде због ниске доступности калцијума [323, 324].

5.13. ТЕШКИ (ТОКСИЧНИ) МЕТАЛИ

5.13.1. Основне карактеристике

Загађење биосфере токсичним металима постало је драматично почетком индустријске револуције и урбанизације [325, 326], односно од 1900. године, од када представља изузетан проблем широм свијета [327]. Посљедњих година загађивање животне средине токсичним металима значајан је глобални проблем данашњег друштва са карактеристичним кумулативним ефектом. Активности у рударству, индустрији, одлагању отпада, саобраћају, пољопривреди и другим областима људског живота имају широк утицај на цјелокупни живи свијет. Токсични метали су природне компоненте Земљине коре, али је у многим екосистемима концентрација неких метала достигла токсичне нивое због посљедица антропогене активности. Свеprisутне су загађујуће материје у животној средини, нарочито у индустријализованим зонама [328-333, 34].

Под токсичним металима подразумијевају се тзв. тешки метали. Иако је термин „тешки метали” неправилно дефинисан [334], он је прихваћен и обично се односи на широко распрострањене загађујуће материје копнених и слатководних екосистема. Тешки метали обухватају метале и металоиде који имају велику специфичну тежину и густину већу од 5 g/cm^3 [330, 335]. Неки токсични метали, строго узевши, по својим својствима не спадају у тешке метале, али с обзиром на то да дјелују токсично и угрожавају животну средину, сврставају се у ту групу [330].

У ову групу убрајају се елементи неопходни за раст и развој биљака (Cu, Zn, Mn, Fe, Co и Mo), који могу бити и загађујуће материје. Тешки метали Cd, Pb, Hg, Cr и As познати су по својој токсичности за биљке. Микронутријенти укључују Fe, Cu, Co, Ni, Mn и Zn, који су токсични у

већим [336], а често и у малим концентрацијама [337]. Лако опстају у животној средини и могу се акумулирати до нивоа који ограничавају раст живих организама и немају никакву биолошку функцију [337-341].

Ослобађање тешких метала и њихова биолошка приступачност могу довести до оштећења или промјена у природним и вјештачки створеним екосистемима. Концентрације већине тешких метала емитованих антропогеним активностима и депонованих на површину Земље веће су много пута од таложена из природних извора. Процеси сагоријевања су најважнији извори токсичних метала, посебно производња енергије, топионице метала, спаљивање отпада и мотори са унутрашњим сагоријевањем [342-346, 328].

До повећаних концентрација метала може доћи услед одвијања различитих активности као што су рударство, постојање природних налазишта руде и рад металне индустрије. Значајни извори су и урбани саобраћај, одлагање отпада, производња и примјена боја и коришћење пестицида и ђубрива у пољопривреди [328, 329, 336, 333, 59]. Тешки метали, као што су Pb, As, Cd и Ni, најчешће се емитују из антропогених извора. Због своје постојаности и потенцијала широке дистрибуције, атмосферске емисије тешких метала утичу и на најудаљеније регије [347].

У Бањој Луци раније нису рађена испитивања садржаја токсичних метала у ваздуху. Добијени резултати првих испитивања тешких метала у Бањој Луци током 2016. и 2017. године [348] показали су да су вриједности As, Cd, Pb и Ni биле испод граничних вриједности у Републици Српској и Европској унији, што је у сагласности са спроведеним у истраживањима у градским срединама [349, 350]. На истраживаном локалитету у Бањој Луци утврђен је већи садржај тешких метала у ваздуху током 2016. ($31,78 \text{ ng/m}^3$) у односу на 2017. годину. González-Castanedo et al. [351] у својим истраживањима као разлог повећане концентрације Pb, Cu, Zn и Cd наводе повећан саобраћај у моменту узорковања, што је вјероватно разлог енормног повећана олова и у Бањој Луци. У односу на период узорковања ваздух у мају био је највише оптерећен садржајем токсичних метала (олово и никл). Доминантни извори токсичних метала у ваздуху у Бањој Луци потичу од сагоријевања угља у кућним ложиштима, из индустријских котлова и од саобраћаја. Испитивани елементи показали су значајну сезонску варијабилност током периода узорковања, с тим да се зимске максималне концентрације могу објаснити такође и повећаном потрошњом

горива у том периоду, што је у сагласности са истраживањима Lee et al. [352].

5.13.1.1. *Кадмијум*

Кадмијум (Cd) је метал плавосиве боје, мекане конзистенције, који се у природи не налази слободан, већ у рудама. У природи се најчешће налази само у облику једињења сумпора и као карбонат. Прати руде цинка и олова, а присутан је и у диму цигарета [46]. Широко се употребљава у индустрији за израду легура, акумулатора, у металургији и у производњи боја. У индустријским базенима гдје се производи кадмијум, при процесима пржења руде и у процесима заштите метала од корозије, при процесима сјечења и термичке обраде метала заштићених кадмијумом од корозије могу се јавити знатне количине димова и пара које могу доспјети у животну средину, доминантно у ваздух.

Кадмијум је једна од типичних загађујућих материја, разматра се као неесенцијалан за живе организме, без икакве биолошке функције [338, 339, 326], и има карциногено и мутагено дејство. Као посљедица тровања кадмијумом настаје болест итаи-итаи, која се испољава у виду дегенерације костију, поремећене функције јетре и бубрега и пада фосфата у крви. Паре кадмијума дјелују надражајно на слузнице очију и горњих дисајних путева, па се јавља кијавица, осјећај печења и гребанца у носу, јака секреција, крварење из носа са улцерацијама на хрскавичним дијеловима и носним шкољкама, које могу постати хроничне, са честим кијавицама и губитком осјећаја за мирис [353]. Хронични ефекти, при дужем излагању нижим концентрацијама кадмијума, испољавају се у облику анемије, поремећаја у функцији јетре и карциногеном дејству и утицаја на појаву остеопорозе. Становништво је изложено кадмијуму из дима цигарете или конзумирањем контаминираних хране [177, 354]. Пушењем 20 цигарета дневно инхалира се 2-4 mg кадмијума [46]. Претпоставка је да само експозиција инхалацијом може да изазове ризик појаве бубрежне дисфункције или карцином плућа и простате [177, 355].

Средње измјерене вриједности концентрација кадмијума у ваздуху у Бањој Луци по мјесецима у календарској години износиле су од 0,175 ng/m³ до 0,578 ng/m³. Просјечна вриједност износила је 0,413 ng/m³. На основу садржаја кадмијума у ваздуху током периода истраживања, а према националним прописима [143], ваздух у центру града током 2016. и 2017. године припадао је I класи квалитета [348].

5.13.1.2. Бакар

Бакар (Cu) је елемент црвене боје са врло широком примјеном у индустрији. У природи се углавном налази у облику једињења: сулфида, карбоната и оксида. Руде бакра често садрже значајне количине злата и сребра. У малим концентрацијама је есенцијалан, неопходан за нормално развиће и растење биљака [46]. Есенцијалан је за метаболизам биљака, али је изузетно токсичан када се у ткиву нађе у великим количинама [326]. Биљке усвајају бакар у облику Cu^{2+} јона и у виду хелата. Кофактор је металоензима (тирозиназа, цитохром *c* оксидаза, супероксид дисмутазе, фенол оксидазе, аскорбат оксидазе) [329, 356]. Више од 50% бакра који се налази у хлоропластима везано је за пластоцијанин, па у случају његовог недостатка активност PSI (*Photosystem I*) се значајно смањује, док је PSII (*Photosystem II*) мање инхибиран. Концентрације бакра у земљишту износе и до 260 mg/m^3 , али је врло низак садржај активан ($0,52\text{-}5,2 \text{ mg/m}^3$). Веће количине бакра могу се наћи у земљиштима гдје се акумулира због коришћења фунгицида који садрже бакар и до $1,039 \text{ mg/m}^3$ [34]. Познат је антагонизам, посебно при већим концентрацијама, између Cu, с једне, и Fe, Mn, Al и Zn, с друге стране. Бакар утиче на метаболизам липида, угљених хидрата, на лигнификацију, формирање и фертилноост полена и повећава отпорност биљака према болестима [356-358, 329]. Токсичност бакром могу изазвати једињења која се користе у пољопривреди (фунгициди) и ветеринарској пракси [359].

Код животиња бакар се акумулира у изнутрицама, али се у принципу у организму слабо ресорбује, тек 5-10% од укупно унијете количине. Излучује се преко фецеса, жучи и из бубрега или се избацује повраћањем [34]. Растворљиве соли бакра дјелују надражујуће на кожу и слузокожу. Хронично удисање бакра доводи до фиброзе плућа. Ако се прогута, изазива мучнину и повраћање. У високим концентрацијама бакар узрокује оштећење јетре, бубрега и анемију [360].

Повећану концентрацију бакра у ваздуху треба очекивати у близини топионица и у случајевима појачане и неконтролисане примјене средстава за заштиту биља на бази бакра као пестицида (сулфат, оксид, олеинат).

5.13.1.3. *Арсен*

Арсен (As) је присутан у ваздуху и у осталим Земљиним сферама. Заправо је металоид, али укључен у попис „тешких метала”, односно токсичних метала на темељу своје токсичности. У животној средини постоје многа једињења арсена, како органска, тако и неорганска, која могу бити у чврстом, течном или гасовитом стању. Арсен се ријетко налази у елементарном стању, најчешће су му руде везане са сумпором. Често прати руде сребра, калаја, олова, бакра, кобалта и никла. Једињења арсена употребљавају се као боје (зелене арсенске боје), пестициди, за штављење коже, у сликарству, у пиротехници, у индустрији бојних отрова и слично. При дјеловању насцентног водоника на елементарни арсен или на његова растворљива једињења настаје арсеноводоник (арсин). Како је арсен често присутан као нечистоћа у металима, као што су гвожђе, антимоно, олово, цинк, бакар и други, дјеловањем атмосферске влаге на њихове сулфиде могу настати знатне количине арсена. Дуготрајна изложеност арсену у већим концентрацијама изазива промјене на кожи, слузницама и дисајним путевима. Оштећује централни и периферни нервни систем, јетру и бубреге, срчани мишић и крвне судове, узрокује леукемију, лимфом и анемију и повећава ризик од настанка карцинома бронха и коже. Хумани је карциноген и утиче на појаву различитих малформација и оштећења имуног система плода. Хронична тровања арсеном изазивају карактеристичне промјене на кожи, губитак косе, главобољу, грчеве, сиву боју лица и изнуреност [360, 361]. Концентрације арсена у ваздуху су од 1 ng/m^3 до 10 ng/m^3 у руралним подручјима и 30 ng/m^3 у загађеним урбаним подручјима. У близини извора термоелектрана са коришћењем угља са великим садржајем арсена концентрације арсена у ваздуху премашују $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ [177].

Измјерене концентрације арсена у Бањој Луци веома су ниске, најчешће испод границе детекције [348].

5.13.1.4. *Олово*

Олово (Pb) је метал сивоплаве боје, који се у природи јавља у облику једињења сулфата, сулфида и карбоната. Доминантни извори загађења животне средине оловом данас су, осим металургије олова, оловни адитиви бензина, оловне боје, оловни пестициди, производња и репарација акумулатора, производња гуме, експлозива, индустрија нафте, разни адитивни препарати за конзервирање вина, фабрике у којима се производи

керамика и различити електронски уређаји. Сматра се једним од главних загађујућих материја. Један је од најчешћих метала који се појављује као природни конституент атмосфере. Велики је број извора емисије честица и пара олова у ваздух. У урбаним насељима, поред прометних ауто-путева, највећа опасност загађења ваздуха оловом постоји од моторних возила са моторима у којим сагоријева бензин у чијем саставу су органска једињења олова (тетраетил и тетраметил-олово) [358, 34]. Неорганско олово из загађеног ваздуха улази у организам углавном путем дисајног система, а преко пробавног система уноси се из хране, воде и прљавим рукама. Органска једињења олова уносе се путем ваздуха удисањем и апсорпцијом преко коже. Олово има особину да се акумулира у костима, мишићима и паренхимским органима (јетра, бубрези и мозак). Споро се елиминише из организма, приближно полувријеме излучивања износи око 10 година. Механизам токсичног дјеловања на организам је сложен и вишеструк [66]. Оштећује органе крвотока, крвне судове, централни и периферни нервни систем, јетру, бубреге, пробавне органе и доводи до психичких поремећаја. Олово је познати неуротоксин, а изложеност овом елементу повезана је с развојем менталних поремећаја код дјецe и повишеним крвним притиском код одраслих особа [362].

Просјечне вриједности концентрације олова у ваздуху по правилу су ниже од $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ у неурбаним подручјима. Ниво олова у ваздуху урбаног подручја најчешће је између $0,15$ и $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ у многим европским градовима. Додатни извори експозиције не могу бити занемарени, укључујући олово у прабини, које је узрок многих проблема код дјецe. Присуство олова у ваздуху и крви је повезано. Ниво олова у крви је веома важан индикатор тренутне изложености олову у животној средини и може бити релативно добар индикатор присутности олова у тијелу при сталној експозицији [177].

На основу садржаја олова у ваздуху у Бањој Луци, а према националним прописима [143], ваздух у центру града током 2016. и 2017. године припадао је I класи квалитета [348]. Средње вриједности олова током истраживања варирале су од $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$ до $0,032 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.13.1.5. Цинк

Цинк (Zn) је једна од значајних загађујућих материја у атмосфери. У природи се не налази слободан, већ везан у рудама. Технолошки поступци у индустријским базенима (прераде руда, топљење, ливење, заваривање,

поцинчавање и прављење легура) највећи су извори загађења радне средине, а отуда доспијева и у животну средину. Цинк има широку употребу у индустрији за поцинчавање жељеза, прављење различитих легура са бакром, никлом, алуминијумом, магнезијумом, познатих као месинг, бијели месинг, алпак, бронза и сл. [358]. Употребљава се у индустрији гуме, боја, линолеума, керамике, козметичких и фармацеутских производа, у рафинисању уља, производњи свиле, сапуна и вјештачких ђубрива.

Убраја се у умјерено токсичне метале [358]. Цинк дјелује иритативно на кожу и слузнице дисајног и пробавног система, оштећује јетру и бубреге, срчани мишић, оштећује неке функције бијелих крвних зрнаца, дјелује на централни и периферни нервни систем, панкреас и ремети метаболизам угљених хидрата, протеина и масти. При инхалацији виших концентрација јављају се појачано сузење и печење у очима, печење у ждријелу, бол иза грудне кости, кашаљ са пјенушавим искашљавањем, диспнеја и токсични едем плућа. Код професионалне изложености високим дозама цинка јавља се ливачка грозница послје латенције од четири до осам сати експозиције [66].

5.13.1.6. Никл

Никл (Ni) представља тврди сребрнобијели метал који се може лако полирати, ковати, заваривати, ваљати и извлачити у жице и зато је често у употреби. Чини око 0,008% Земљине коре и 7% Земљиног језгра. Појављује се у различитим једињењима и релативно је мало токсичан. Никл из индустријских постројења може локално допринијети повећаном садржају у земљишту, ваздуху и води. Извори загађења никлом, челичане, производња специјалних врста челика, легура и слично, везани су за област његове примјене.

Постоји веза присутности у ваздуху и води са природним, али и антропогеним изворима емисије. Никл је присутан у амбијенталном ваздуху у концентрацијама од 1-10 ng/m³ у урбаним подручјима, док висок ниво никла (од 110-180 ng/m³) може бити забиљежен у интензивним индустријским подручјима и великим градовима [177]. Познат је као карциноген елемент и изазива озбиљна обољења, као што су алергије коже, кардиоваскуларни проблеми, плућна фиброза и оштећење бубрега [34, 363]. Изложеност никлу у вриједности од 10-100 mg/m³ била је регистрована за групе радника са документованим повећаним ризиком настанка карцинома.

Нивои изложености у индустрији по правилу су испод 2 mg/m^3 [177]. Изложеност солима никла изазива проблеме дисајног система, коже и слузокоже. Никл и његове хидросолубилне соли јаки су сензибилизатори и доводе до астме и алергијских промјена на кожи. На основу епидемиолошких и експерименталних студија закључено је да соли никла за човјека могу бити карциногене [364].

Праћење утицаја никла на подручју Бање Луке указује да су просјечне вриједности концентрације никла по мјесецима током истраживања 2016. и 2017. године износиле од $10,25 \text{ ng/m}^3$ до $29,67 \text{ ng/m}^3$. Просјечна вриједност за сва мјерења износила је $12,86 \text{ ng/m}^3$. На основу садржаја никла у ваздуху током периода истраживања а према националним прописима [143], ваздух у центру града током 2016. припадао је II класи квалитета, док је 2017. године припадао I класи квалитета [348].

5.13.1.7. Жива

Жива (Hg) се у животној средини јавља у елементарном (самородном) стању и као једињење метил-жива. На собној температури је у течном стању, а због релативно високог напона паре испарава и на собној температури. Жива је један је од ријетких природних састојака Земљине коре високе токсичности чак и у малим концентрацијама [46]. Током металуршког процеса добијања елементарне живе повишене су концентрације у радној средини, а одатле доспијева и у животну средину. Користи се за мјерне инструменте, за флуоресцентне свјетилке, у производњи хлора, у металургији за добијање злата и сребра из руда, када се стварају амалгами на које се дјелује топлотом за екстраховање сребра и злата, при чему жива испарава. Једињења живе употребљавају се у фотографској дјелатности и у војној индустрији за производњу детонатора. Органска једињења користе се у конзервирању (импрегнацији) дрвета, као пестицид (фунгицид за заштиту сјемена), у производњи папира и у индустрији боја употребљавају се као фунгицидна компонента. Испаравањем са површина заштићених живиним бојама жива се испарава и доспијева у ваздух. У атмосфери се задржава дуго времена и транспортује на велике удаљености. Депозицијом доспијева из атмосфере у воду и земљиште, гдје долази до акумулације у животној средини, одакле најчешће храном доспијева у организам. Дјелује токсично на пробавни систем, централни нервни систем изазивајући нервне и психичке поремећаје, ремети вегетативне функције и оштећује бубреге [355].

Утицај живе на здравље становништва и на животну средину резултат је различитих токсикокинетичких механизма који зависе од хемијске форме живе, односно да ли је у елементарном облику или је у органским и неорганским једињењима. Изузетно је карциногена. Просјечне концентрације од 50 ng/m^3 за Hg не би смјеле бити премашене у амбијенталном ваздуху. Концентрација укупне живе у облику гаса варира између 2 ng/m^3 у европским позадинским локацијама до максимално 35 ng/m^3 на локацијама које су оптерећене тешким металима. Не постоје доступни подаци за дужи временски период да би се могао пратити тренд присутности живе у животnoj средини [365].

5.13.2. Утицај на биодиверзитет

Токсични метали отровни су чак и у малим количинама [326], опстају у животnoj средини и могу се акумулирати до нивоа који ограничавају раст живих организама и немају никакву биолошку функцију [338, 339, 326]. Осим наведених, исти аутори у ову групу елемената, који ометају раст организама, убрајају и кобалт (Co). Накупљање тешких метала, са претежно токсичним дејством, може у биосфери да изазове непожељне, ирверзибилне, квалитативне и квантитативне промјене са несагледивим посљедицама. Дејство ових метала на човјека веома је опасно и изазива велики број обољења [360]. Без обзира на то да ли је извор тешких метала природни или антропогени, концентрације у копненим и воденим организмима одређују се величином извора и адсорпције/таложења у земљишту и седиментима. Степен адсорпције зависи од метала, апсорбента, физичко-хемијских карактеристика средине (pH, тврдоће воде и редокс потенцијала) и концентрације других метала и сложених хемикалија присутних у води. Концентрација метала у биорасположивом облику није нужно пропорционална укупној концентрацији метала. Токсични метали могу се се наћи у земљи, води и ваздуху, а њихова токсичност, односно степен штетног дејства на живе организме зависиће од њихове концентрације и услова средине у којој се налазе. Постојање метала у животnoj средини, односно ваздуху, а самим тим и у ланцу исхране представља ризик за екосистем, па и за људско здравље. Тешки метали не могу се разградити и остају у животnoj средини. За разлику од многих органских загађујућих материја, које се временом деградирају на угљен-диоксид и воду, тешки метали нагомилаће се у животnoj средини, посебно у воденим седиментима [314].

Прекомјерно нагомилавање тешких метала у биљном ткиву директно или индиректно нарушава неколико биохемијских, физиолошких и морфолошких функција у биљкама и омета продуктивност усјева. Тешки метали смањују продуктивност усјева изазивајући штетне ефекте на различите физиолошке процесе у биљкама, укључујући: клијање сјемена, акумулацију и ремобилизацију сјеменских резерви током клијања, раст биљке и фотосинтезу. На ћелијском нивоу, токсичност тешких метала смањује продуктивност усјева стварањем реактивних врста кисеоника, нарушавајући редокс равнотежу и изазивајући оксидативни стрес [366].

Тешки метали су у малим количинама присутни у биљним и животињским организмима (као елементи у траговима). Ови метали, изузетно токсични чак и смртоносни, посебно су опасни за живи свијет, карциногени су и, за разлику од органских материја, које се временом разграде, они практично заувјек круже у природи. Утичу на функционисање свих метаболичких процеса који укључују минералну исхрану, водни режим, фотосинтезу и дисање. Као резултат ових појава настају анатомске и морфолошке промјене, што доводи до смањења продукције и промјене хемијског састава биљака [330].

У атмосфери се јављају: кадмијум, бакар, арсен, олово и цинк. Они се преносе у друге медијуме животне средине преко атмосфере. Веће концентрације ових загађујућих материја могу се очекивати поред аутопутева, индустријских региона и великих градова. Ваздух у урбаним срединама индустријских региона може да садржи и неколико пута веће концентрације тешких метала, посебно олова и кадмијума, него ваздух у руралним предјелима. На примјер, у Европи се у руралним срединама концентрација Cd у ваздуху креће од 1 до 6 mg/m³, у урбаним од 3,6 до 20 mg/m³, у индустријским мјестима од 16,5 до 54 mg/m³, а у близини индустријских погона и до 11.000 mg/m³ [367, 9]. Концентрација олова у ваздуху природне средине достиже 5x10⁻⁴ µg/m³, а у урбаним срединама чак 1-3 µg/m³ [368, 369]. Садржај олова у ваздуху урбаних средина директно је зависан од величине града. Већи је у већим градовима, тако да су одређене максималне концентрације ове загађујуће материје и до 44 µg/m³ ваздуха. Концентрације олова у ваздуху великих градова повећавају се 5% годишње [6].

Олово се може дуго времена акумулирати на земљишту (стотине или чак хиљаде година) и комбинацијом са другим металима може инхибирати

фотосинтезу, што подразумева проблеме раста и преживљавања околне вегетације. Дјелује веома токсично на живи свијет, мада постоје и подаци о стимулативном дејству малих доза овог елемента на пораст биљака. У виду финих честица прашине доспијева у атмосферу, одакле се таложи у водама и тлу. Кружење тешких метала у природи веома зависи од промјена којима ови метали подлијежу. Биљке имају важну улогу у том кружењу. Тешки метали највећим дијелом преко биљака улазе у ланац исхране у ком су, иако токсични, у мањој концентрацији неопходни за живе организме [330].

Већина критичних нивоа за тешке метале развијена је да би се заштитила људска бића, иако су неки предложени за заштиту водених организама и пољопривредних земљишта на која се одлаже муљ из постројења за пречишћавање отпадних вода. Критична оптерећења за заштиту екосистема израчуната су за велики број тешких метала (кадмијум, олово, бакар, никл и цинк) за шест британских станишта [138]. Међутим, за многе метале постоји велика неусклађеност између процјене емисије и измјереног таложења. Такође постоји премало квантитативних података да би се тачно идентификовали извори метала. Економска комисија Уједињених нација за Европу усвојила је Протокол о тешким металима 1998. године [370]. Крајњи циљ је да се елиминишу сва испуштања, емисије и губици кадмијума, олова и живе у ваздух. Већина критичних нивоа произилазила је из Директиве о квалитету ваздуха 2008/50/ЕС [371], која је објединила већину постојећих прописа у једну директиву (осим четврте поддирективе) без промјене постојећих циљева квалитета ваздуха. Олово, на примјер, има просјечни годишњи праг процјене од 70% граничне вриједности ($0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$), са нижим прагом процјене од 50% граничне вриједности ($0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

У погледу утицаја никла на живе организме у посљедње вријеме спомиње се позитиван утицај на акватичне биљке, с обзиром на то да његово присуство у ограниченим концентрацијама повољно утиче на стимулацију раста биљака и повећава пораст и развој акватичних биљака [372, 326]. Са друге стране, повећане концентрације Ni у биљкама инхибирају раст и он постаје токсичан за већину биљних врста [373]. Врло је покретљив у биљкама [374]. Тако осјетљиве врсте могу поднијети концентрацију никла од $10 \text{ mg}/\text{kg}$ суве масе, толерантне врсте подnose веће концентрације (до $50 \text{ mg}/\text{kg}$) [375], а хиперакумулаторске чак и до $1.000 \text{ mg}/\text{kg}$ [376]. Најчешћи симптоми токсичности никла испољавају се у виду инхибиције раста и као хлороза и некроза [377-379], смањена синтеза

фотосинтетичких пигмената, било директном инхибицијом ензима или кроз индукован недостатак неког од нутријената. Повећане концентрације никла доводе биљке у стање стреса, што се одражава повећаном акумулацијом пролина у биљкама [380]. Проучени су дејство различитих концентрација никла (1, 0,1, 0,01 и 0,001 mmol/dm³) на раст биљака, заступљеност фотосинтетичких пигмената и садржај укупног пролина у младим биљкама бораније (*Phaseolus vulgaris*) и кукуруза (*Zea mays*). Резултати истраживања показали су да су веће концентрације никла (1 и 0,1 mmol/dm³) инхибирале раст биљака и биомасу младих биљака бораније и кукуруза, док су ниже концентрације (0,01 и 0,001 mmol/dm³) у медијуму дјеловале стимулативно. Такође, уочен је повољан утицај никла при концентрацијама од 0,1, 0,01 и 0,001 mmol/dm³ на садржај фотосинтетичких пигмената код кукуруза, док су на боранију примijeњене концентрације дјеловале више инхибиторно. Стрес изазван повећаном концентрацијом никла резултирао је повећаном акумулацијом пролина, при чему је већи садржај утврђен код бораније у односу на кукуруз [373].

5.14. МЕТАБОЛИЧКЕ ПРОМЈЕНЕ У БИЉКАМА ИЗАЗВАНЕ ДЈЕЛОВАЊЕМ ЗАГАЂУЈУЋИХ МАТЕРИЈА ИЗ ВАЗДУХА

Вегетација реагује сходно загађењу ваздуха у широком распону концентрација загађујућих материја и услова животне средине. Многи фактори утичу на исход, укључујући биљне врсте, старост, равнотежу храњивих састојака, услове земљишта, температуру, влажност и сунчеву свјетлост. Било која врста видљивог ефекта усљед изложености може се назвати оштећењем биљака. При ниским концентрацијама не могу се примјетити значајни ефекти, док при дужој експозицији може доћи до низа потенцијалних оштећења, укључујући биохемијске промјене, физиолошки одговор, видљиве симптоме и евентуално угинуће [381, 298]. Потенцијални утицај загађења ваздуха одређује се расподјелом загађујућих материја у животној средини, изложености, токсичношћу и осјетљивости врста. На примјер, метали у траговима имају тенденцију накупљања у хумусу и органској материји и могу смањити раст и енергију биљака ремећењем уношења храњивих материја у коријен и смањивањем разградње органске материје [20].

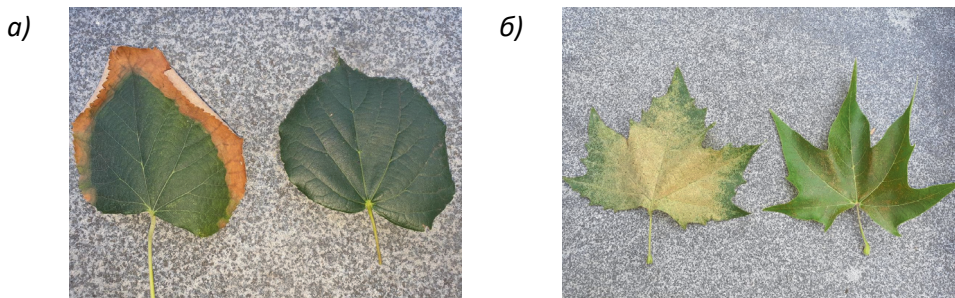
Копнене биљке могу бити изложене загађујућим материјама из животне средине на два главна начина. Један од њих је излагање листова загађујућим материјама из ваздуха; други је унос загађујућих материја коријењем које расте у контаминираном земљишту. Вегетација која расте у близини индустријских постројења, као што су топионице, рафинерије алуминијума и електране на угаљ, може апсорбовати загађујуће материје из ваздуха кроз лишће, што негативно дјелује на биљку. Загађујуће материје могу бити у гасовитом облику, као што су сумпор-диоксид, азот-диоксид и флуороводична киселина, или у облику честица, попут оксида или соли метала садржаних у летећем пепелу. Излагање коријена токсикантима у контаминираним земљиштима још је један важан процес у којем долази до уноса токсичних материја у биљке. Вегетација која расте на контаминираним локацијама, као што су депоније отпада и локације на којима се таложи муљ из канализације, може апсорбовати токсичне материје из коријена. На контаминираним локацијама често се јављају високи нивои тешких метала, попут олова и кадмијума. Метални јони се лакше ослобађају и тако се лакше апсорбују када се земљиште закисели таложењем киселине [127]. Типичан примјер индустријског загађења је локација „Инцел“ у Бањој Луци, гдје су детектоване високе концентрације тешких метала, али и органских загађујућих материја [223, 224, 260, 261].

Када је загађујућа материја присутна у довољно високој концентрацији, може изазвати штетне ефекте на организам. Да би изазвала штету изложеном организму, загађујућа материја прво мора да уђе у домаћина и стигне до свог циљаног мјеста. Постоји сложен пут између времена иницијалне изложености токсичним материјама и манифестације оштећења изазваних у организму [127]. Загађујуће материје могу ући у биљне системе примарним или секундарним путем. Са дифузијом гасова у и из листа гасовите загађујуће материје имају директан пут до ћелијског система структуре листа. Директно таложење честичних материја јавља се и на спољним површинама листова. Индиректни пут којим загађујуће материје из ваздуха ступају у интеракцију са биљкама јесте преко коријеновог система. Таложење загађујућих материја из ваздуха на земљишту и површинским водама може проузроковати промјену садржаја нутријената у земљишту у близини биљке. Ова промјена стања земљишта може довести до индиректних или секундарних ефеката загађујућих материја из ваздуха на вегетацију и биљке [298].

Оштећење биљака и вегетације узроковано је разним факторима, од којих је загађење ваздуха само једно. Суша, вишак воде, топлота и хладноћа, град, инсекти, животиње, болести и лоши услови земљишта неки су од других узрока оштећења биљака [382]. Процјене указују да је мање од 5% укупних губитака усјева везано за загађење ваздуха. Губитак приноса од загађења ваздуха зависи од географских области, при чему је у неким ефекат загађења више изражен. Оштећење усјева може бити узроковано фумигацијом из локалног извора загађења ваздуха или ширењем и учесталијим излагањем штетним нивоима загађења [298]. Код неких биљних система излагање загађујућим материјама из ваздуха може изазвати биохемијске модификације које ометају равнотежу воде у биљкама, чиме се смањује њихова способност да толеришу сушне услове [298] (. Већина загађујућих материја доспијева у листове преко стома узрокујући на тај начин оштећења фотосинтетичког апарата и инхибицију фотосинтезе [34, 131, 383, 39, 40]. Загађујуће материје, попут сумпор-диоксида и азотних оксида, улазе у лишће кроз стоме дифузијом као и угљен-диоксид. Азотни оксиди растворени у ћелијама стварају нитритне јоне (NO_2^-), који су токсични у високим концентрацијама, и нитратне јоне (NO_3^-) који улазе у метаболизам азота као да су апсорбовани кроз коријен. У ћелијама се сумпор-диоксид раствара и настају бисулфитни и сулфитни јони. Сулфит је токсичан, али у малим концентрацијама прелази метаболизмом у сулфат, који није токсичан. При ниским концентрацијама бисулфит и сулфит ефикасно детоксикују биљке и загађење ваздуха сумпор-диоксид је извор сумпорних храњивих материја у биљци [8].

Ефекти загађења ваздуха на биљке крећу се од суптилних до катастрофалних. Ови ефекти могу бити класификовани као видљиви симптоми и невидљиви или суптилни ефекти [384]. Видљиви симптоми су одступања од нормалног здравог изгледа лишћа. Код биљака здрав лист има добру боју, са нормалном структуром ћелија у различитим слојевима. Одступања од овог здравог изгледа укључују оштећење ткива и различите степене губитка боје. Екстензивно оштећење ткива или некроза резултат су оштећења спужвастих или палисадних ћелија у унутрашњости листа. Лист је јако обезбојен и губи структурални интегритет. Из мртвог ткива испада лист, остављајући рупе у структури. Мање драматичне промјене боје узроковане су смањењем броја хлоропласта, симптомом који се назива хлороза. Оштећење спољног или епидермалног слоја манифестује се стакластим или сребрнастим изгледом површине листа [298].

Оштећења листова под утицајем аерозагађења, дјелимично и суше, забиљежена су и у Бањој Луци (слика 58).



Слика 58. Оштећења на листу: а) липе и б) платана и поређење са здравим листом (Бања Лука, 2019)

Други облици видљивих оштећења повезани су са различитим физиолошким промјенама. Оштећења од утицаја загађења ваздуха могу изазвати пријевремено старење или опадање листова. Стабљике и структура листа могу бити издужене или изобличене. Украсне биљке и воћке могу такође показати видљива оштећења цвјетања воћа, што може довести до смањења приноса [298].

Невизуелни или суптилни ефекти загађујућих материја из ваздуха укључују смањен раст, промјене физиолошких и биохемијских процеса и промјене у репродуктивном циклусу. Смањење приноса може се десити без присуства видљивих симптома. Ова врста оштећења често је повезана са дуготрајним хроничним излагањем загађујућим материјама из ваздуха при ниским концентрацијама. У истраживањима се показало да су плантаже крмног биља изложене пречишћеном и непречишћеном амбијенталном ваздуху произвеле различите приносе, а нису се јавили видљиви симптоми. Смањење укупне биомасе може довести до економских губитака код производње крмног биља или сијена [298].

Физиолошке или биохемијске промјене примијећене су код биљака изложених загађујућим материјама из ваздуха, укључујући промјене у фотосинтези, стомином апарату и метаболичкој активности. Лабораторијске студије истраживале су и интеракцију загађујућих материја из ваздуха и репродуктивног циклуса одређених биљака. Суптилне

промјене у репродукцији код неколико осјетљивих врста могу их учинити неспособним да преживе и напредују у екосистему [298].

Оштећења биљака могу бити акутна и хронична. Акутна оштећења су уништавање ткива након апсорпције довољних количина токсичног гаса или других облика токсичних средстава. Разарање ткива често се манифестује оштећењем рубова листова или других површина. Након тога, лист постаје сув и блиједи или постаје смеђ или смеђецрвен. Хронична оштећења могу бити изазвана уносом сублеталних количина токсичних материја током дужег периода. Оваква оштећења манифестују се жутилом лишћа, које може споро напредовати кроз фазе избјелјивања све док већина хлорофила и каротеноида не буде уништена.

Загађујућа материја из животне средине може интоксиковати животиње или људе разним путевима. Излагање загађујућим материјама представља почетни корак у испољавању токсичности. Организам сисара може бити изложен загађујућим материјама инхалаторно, дермално, кроз очи или орално [127].

Преношење отровних хемикалија међу компонентама екосистема дешава се кроз процесе као што су испаравања из воде, земљишта или вегетације, испирање земљишта и распадање биљног и животињског ткива [20].

6. УТИЦАЈ БУКЕ НА БИОДИВЕРЗИТЕТ

Сваким даном животна средина је загађенија различитим врстама загађења услед сталног развоја индустрије, саобраћаја и других дјелатности којима се човјек бави. Бука је специфична врста загађења у савременом свијету, које се може посматрати и као облик аерозагађења. Везана је за урбанизацију и становање у градовима, а постала је озбиљан еколошки проблем с почетком индустријализације крајем XVIII и почетком IX века [385]. Загађење буком и загађење ваздуха су значајан еколошки проблем у многим урбаним подручјима. Овај проблем није правилно препознат упркос чињеници да он у земљама у развоју непрестано расте [386, 387]. Антропогене активности су највећи извор загађења буком [388]. Бука у саобраћају је свјетски проблем који се повезује са напретком у индустрији [389, 390].

Нестаје неизмијењене природе, зоне човјекове активности све више се шире и у њима услови живота и рада све мање задовољавају најосновније захтјеве нормалног живљења. Веће стварање добара, бројније и брже успостављање саобраћајних веза и шира примјена помоћних уређаја у домаћинствима, у привреди, пољопривреди и у комуналној средини и многи други фактори, без којих се не може замислити савремено друштво, омогућавају удобност живота, али истовремено угрожавају здравља људи. Бука је пратилац савременог живљења, који доводи до комплексног оштећења здравља, највише у индустријски развијеним срединама и у урбаним срединама. Борба против буке и њеног дјеловања дио је напора који се чине за побољшање услова живота и заштите животне и радне средине. Бука је сваки нежељени звук који омета рад или одмор (а то су разне звучне појаве, као што су галама, шум, лупа, говор, сирене, звукови који долазе од саобраћајних средстава, машина и уређаја и сл.) и сврстава се у загађивача ваздуха. Изазива непријатан субјективни осјећај код човјека. Брзина простирања буке кроз ваздух је 332 m/s [11] и представља таласно кретање еластичне средине [17]. Загађење буком један је од главних проблема животне средине данас. Ефекти прекомјерне буке одржавају се на животне и радне услове. Главни извор буке у животној средини јесте саобраћајна бука, нарочито бука друмских возила [391]. Саобраћај, који се

интензивно развија и велика примјена техничких уређаја резултује повећањем броја извора буке, и у радној, и у животној средини [392].

Бука у животној средини, или комунална бука, како је уобичајени назив, дефинише се као бука коју стварају сви извори буке који се јављају у окружењу човјека и која влада у стамбеним и нестамбеним зградама у насељима, искључујући буку која настаје на самом радном мјесту у индустријским погонима. Према Директиви Европске уније, појам „амбијентална бука” (комунална бука) односи се на нежељене и штетне вањске утицаје настале људском активношћу, укључујући буку насталу средствима транспорта (друмским, жељезничким и ваздушним саобраћајем), или на мјестима индустријске активности (дефинисане у Анексу I Директиве 96/61/ЕС од 24. септембра 1996. године), што се односи на буку којој су људи изложени посебно у изграђеним областима, у јавим парковима или другим тихим мјестима у агломерацији, на тихим мјестима на отвореном, близу школа, болница и других мјеста осјетљивих на буку [393]. Комунална бука представља укупни ниво нежељеног звука у датој ситуацији и у датом тренутку и по правилу састоји се од звука из више блиских и далеких извора [394].

Штетно дјеловање прекомјерне буке препознато је веома давно у прошлости. Тако су још у античком Риму постојала ноћна ограничења кретања двоколица са гвозденим точковима по каменим градским улицама да би се спријечила бука и ометање ноћног одмора. У средњем вијеку у европским градовима постојала је забрана вожње коњских кочија у ноћним часовима. Са цивилизацијским, а тиме и урбаним развојем, у савременом добу саобраћајна бука у градовима постала је један од главних узрока комплексног оштећења здравља, а тиме и негативног ефекта на економију и друштво. Упркос томе, рјешавање проблема комуналне буке још није на одговарајућем нивоу, посебно не у економски недовољно развијеним земљама [395]. Такво стање треба нужно мијењати, посебно у свјетлу обесхрабрујућих званичних извјештаја [396]. Комунална бука је проблем са којим се човјек суочава и тежи да је контролише и да њоме управља. Процјењује се да 50% људи живи у областима у којима није обезбијеђен акустички комфор за становнике. Повећани нивои буке понајприје негативно утичу на могућност концентрације људи, изазивају сметње у комуникацији, сметње при одмору и сл. [391]. Треба истаћи чињеницу да је ниво градске буке данас у порасту. Док се у сеоским срединама ниво буке креће од 30 до 40 децибела, у градовима износи и до 100 децибела (dB).

Према истраживањима, нивои буке у урбаном дијелу Бање Луке су високи, што указује на озбиљан проблем [10, 397-401, 391, 402].

Бука је један од главних узрока смањења квалитета живота људи, нарочито у урбаним срединама, гдје је константно присутна и утиче на многе аспекте свакодневног живота. У новије вријеме у урбаним градским срединама бука представља веома озбиљан проблем јер проузрокује негативне посљедице на здравље људи и животиња [34]. Бука је пратилац средине у којој живимо изван рада, па чак и на одмору или на путу до радног мјеста. Испитивања су већ прије 20 година показала да је око 150 милиона људи у земљама високог технолошког развоја било у својим домовима изложено звучним притисцима вишим од 65 dB. Са развојем индустрије и порастом броја становника, нарочито у градовима, загађење буком постепено расте [403]. У Јапану су се људи више жалили на буку него на било који други облик загађења животне средине. Изложеност превеликим нивоима буке у индустрији може изазвати губитак слуха. Бука може имати штетне посљедице и на друге аспекте здравља и може утицати на психолошке, физиолошке и физичке функције људског тијела [403-406, 398].

Знатно се разликује од загађења земљишта, воде и ваздуха због својих широко распрострањених и јединствених извора, који неповољно утичу на јавно здравље, посебно у урбаним и приградским областима [403]. На локалном нивоу важно је утврдити и пратити нивое буке и уградити их у просторне и урбанистичке планове.

Бука као загађивач животне средине утиче и на животиње. Посљедњих година загађење буком изазвало је интересовање широм свијета захваљујући истраживањима њеног утицаја на животиње [407, 408], посебно на птице [409, 410]. По подацима бројних организација у свијету које се баве очувањем животне средине, 45% уобичајених европских птица губи на бројности популације, док се у Аустралији бројност смањује чак код 80% птичијих врста у градовима [411]. Животиње се ослањају на акустику и вибрације помоћу којих својим чулима утврђују присуство предатора и плијена и комуницирају са јединкама исте врсте. Бука изазива вишеструке бихејвиоралне проблеме, као што су: проблеми при комуникацији унутар популације, у одбрани територије и може утицати негативно на репродукцију. Саобраћајна бука сматра се једним од примарних узрочника смањења репродуктивне способности птица које

живе у околини прометних путева. Осим саобраћајне буке, присуство великог броја пјешака који својим жамором и батом корака стварају незанемарљиву буку, може да омете птице у обављању свакодневних радњи, као што су потрага за храном, прављење гнијезда или храњење птића. Ово је нарочито изражено код птица чија станишта представљају области са високим загађењем, као што су градски паркови, а као посљедица јавља се смањен репродуктивни потенцијал, посебно оних врста птица које се ослањају на слушне сигнале ради успостављања и одржавања веза између парова [412]. Бука утиче на предаторе, који имају потешкоћа у откривању плијена. Због повећане буке, животиње често не чују предатора, што резултира вишом стопом убијања и смањењем популације. Популација биљака које зависе од животиња јер оне једу и разносе сјеменке тих биљака, опадаће [413] (слика 59).



Слика 59. Утицај буке на животиње [413]

Истраживања синергистичког дејства буке и загађујућих материја на организам указала су на значајније промјене у нервном систему у односу на њихово појединачно дејство. Код експерименталних животиња, осим смањења прираста и снижавања артеријског притиска, регистроване су и промјене неких биохемијских показатеља. Слични резултати добијени су и при проучавању дејства загађујућих материја и вибрација [2].

Шуме су значајни извори чистог ваздуха, а њихова улога није занемарива ни у елиминацији буке у животној средини, гдје зелени насади у градовима могу и за више од 20% ублажити буку, јер се дрвеће и жбуње јављају као препрека распрострањања звучних таласа. Глобално зеленило и

заштитне зоне околo и унутар градских индустријских центара показатељи су квалитета живота. Живица дрвенастог биља, ширине 50 cm, смањује буку за 1 dB/m и штетно дјеловање осталих загађујућих материја, као што су честице [414]. Густе четинарски појасеви пружају релативно најбољу звучну изолацију (до 17%). Густа жива ограда висине до 2 m може да ублажи буку за 10-15 dB на растојању 10 m од извора буке. Да би се пригушила бука и смањиле вибрације, сади се дрвеће и жбуње великог, маљавог и љепљивог лишћа или оно чије је лишће пресвучено воштаном превлаком, посуто „пепељкама”, кожасте конзистенције или наборано. Присуством длакавости, пепељки или воштане превлаке код украсних биљака истовремено се постиже отпорност биљака према штетним загађујућим материјама [11].

7. УТИЦАЈ ЈОНИЗУЈУЋЕГ ЗРАЧЕЊА НА БИОДИВЕРЗИТЕТ

Загађење јонизујућим или нејонизујућим зрачењем резултат је људских активности. Најпознатија радијација је последица детонације нуклеарних уређаја и контролисаног ослобађања енергије из нуклеарних електрана. Остали извори зрачења укључују постројења за прераду истрошеног горива, нуспродукте рударских операција и истраживачке лабораторије [16]. Зрачење представља пренос енергије кроз простор. Ако се тај пренос врши путем субатомских честица или електромагнетског зрачења енергије довољне да јонизује околну материјалну средину, ријеч је о јонизујућем зрачењу [11]. За разлику од њега, нејонизујуће зрачење дефинише се као свеукупност електромагнетних појава које дјелују на датом мјесту, при чему се мисли на радиофреквентно зрачење (фреквенције од 100 kHz до 300 GHz) [11].

Распрострањеност савремених телекомуникационих и енергетских система узроковала је пораст нејонизујућег електромагнетног загађења. Базне станице са антенама окружују нас, посебно у урбаним зонама, гдје се захтјеви за интензитет комуникационих сигнала нагло повећавају. Развој нове технологије изазива повећање нових емитера, што је праћено повећањем електромагнетног загађења. То је у садашње доба атрактивна тема многих истраживања, док су од већ објављених резултата до сада показани штетни утицаји на здравље људи у случају прекорачења утврђених граница за популацију. Биолошки ефекти углавном се манифестују загријевањем изложених ткива [415-417].

Зрачење је један од видова контаминације средине, на шта је међу првима свјетску јавност упозорило бомбардовање Јапана (Хирошима и Нагасаки), крајем II свјетског рата, које је узроковало огромне људске жртве и материјална разарања. Далекосежне последице радијације овог бомбардовања праћене су и регистроване у току протеклих 45 година у облику накнадних и мутагених ефеката [47, 34]. Давне 1986. дошло је до катастрофе у нуклеарној електрани у Чернобилу, малом градићу на подручју Украјине. Тада је због људских грешака и нестручног особља дошло до експлозије четвртог реактора. Јачина експлозије била је 100 пута већа од оне из бомбе бачене на Хирошиму. Чернобил је остало опустошено

и мјесто неповољно за живот, а посљедице те несреће осјећају се и данас. Катастрофа у Чернобилу нанијела је животној средини непоправљиву штету, која ће трајати хиљадама година. Стопа смртности је повећана, а природни прираштај смањен. Осим тога, забиљежен је раст броја случајева карцинома штитне жлијезде код младих људи (слика 60).



Слика 60. Нуклеарна катастрофа у Чернобилу и Фукушими [418]

Од непосредних посљедица удеса у Чернобилу живот је изгубило око тридесет, а озрачено је око пет милиона људи. Од овог броја, најмање 100.000 људи нашло се на директном путу радиоактивног облака и доживотно ће морати да буде под здравственом контролом због накнадних посљедица озрачења. Процјењује се да ће више од 70 000 људи бити жртве карцинома и леукемије. Приликом овог удеса затровано је (контаминирано) и око 8.000 km² земљишта. Истраживања послје акцидента у Чернобилу у узорцима хране, сточне хране, љековитог биља, индикаторских врста гљива, меса и дивљачи показала су високу контаминацију ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs [419].

Велика нуклеарна катастрофа догодила се и 2011. године као посљедица снажног земљотреса на сјеверним обалама Јапана, у нуклеарној електрани Фукушими 1. Огромни талас, који је потом поплавио јапанско копно, достигао је висину 16 метара. Више од 19.000 људи изгубило је живот или се још воде као нестали [420], а посљедице се осјећају и дан данас. Двије године послје нуклеарне катастрофе у Фукушими подаци указују да је код особа које су биле изложене највећем степену радијације утврђен ризик од карцинома већи и за 70%, а да је штитна жлијезда најугроженија. Јапански научници су установили да су код лептирова у

околини Фукушимае пронађене генетске мутације као посљедица катастрофе, тј. да су повезане са радиоактивношћу, а да су измјерене концентрације цезијума у риби биле и до 258 пута веће од дозвољених [421]. Двије године послје катастрофе појавиле су се и серије узнемирујућих фотографија мутираних биљака.

Да би се схватиле размјере опасности које радијација може имати на живи свијет и са каквом предострожношћу се мора приступити коришћењу радиоактивног материјала, потребно је упознати изворе, врсту, природу и ефекте зрачења на биолошке системе, а прије свега на човјека [47, 34].

Јонизујућа радијација разликује се од других облика контаминације средине по вишеструким специфичностима биолошких ефеката [47, 34]. Треба напоменути да су радиоактивне супстанце најтоксичније материје нађене у природи. Радијум је на примјер, 25.000 пута токсичнији од познатог отрова арсеника. Биолошки ефекти зрачења испољавају се као оштећења послје дугог латентног периода (15-20 па и више година у случају карцинома) и то су соматске промјене, док се мутагени ефекти испољавају тек на потомству. У принципу, оштећењима су најподложније ћелије и ткива који се брзо дијеле и обнављају. Најосјетљивија су дјеца и ткива која се под нормалним условима брзо репродукују: коштана срж, лимфни чворови, слезена, тимус у дјеце, јетра, гонаде, епител интестиналног тракта и сва ембрионална ткива.

У погледу осјетљивости биљака на радијацију нађене су извјесне корелације у односу на број хромозома, величину једра и садржај ДНК. Биљке са мањим бројем хромозома отпорније су на зрачење. Биљке са већим бројем хромозома угину при дозама зрачења испод 1 Gy, док биљке са мањим бројем хромозома преживе и озрачења од 5 Gy [47, 34]. Под утицајем зрачења код биљака долази до различитих молекуларних и структурних промјена. Те промјене могу бити на нивоу атома, молекула, слободних једињења, ћелије, ткива, органа биљке или биоценозе. Оштећења биљака изазвана јонизујућим зрачењем зависе од дозе и временског периода за који је укупна доза примљена. Оштећења од виšekратних доза или хроничног озрачивања обично су много блажа од једнократног хроничног озрачивања исте укупне дозе, што упућује на постојање опоравка између једнократних доза или хроничног озрачивања.

Ефекти јонизујућег зрачења на биљке огледају се у промјенама на различитим нивоима.

На нивоу гена као промјене опажене су различите мутације. Промјене на нивоу ДНК укључују скраћивање, додавање база или измјене у њиховом распореду. Ове промјене могу да доведу до дјелимичног или потпуног губљења генетске функције, па и да имају леталан ефекат за појединачне биљне ћелије.

На нивоу хромозома јонизујуће зрачење може да изазове њихово кидање. Откинати крајеви хромозома могу поново да се присаједине, али при томе може доћи до образовања ацентричних, двоцентричних или прстенастих хромозома. Такође, прекиди хромозома могу да доведу до њиховог дуплирања, премјештања или инверзије. Могућа је појава анеуплоидије, диплоидије или полиплоидије, што може довести до дјелимичне или потпуне стерилности биљке.

Јонизујуће зрачење на ћелијском нивоу утиче на репродуктивну моћ ћелије (губитак репродуктивног интегритета, кашњење митозе, продужавање ћелијског циклуса), промјене у морфологији ћелије (циновске или деформисане ћелије), измјене у диференцијацији (образовање гала, абнормална диференцијација, дедиференцијација) и на смрт ћелија [422, 124, 146] (слика 61).

Ефекти на нивоу ткива и органа: успорено и инхибирано развиће, ненормално или наказно развиће, дјелимично или потпуно нарушавање функција, што за последицу има утицај на физиолошке и репродуктивне функције цијеле биљке. Радијациони ефекти на нивоу биљке су дјелимична или потпуна инхибиција развића, физиолошке претумбације, различите патолошке промјене, стерилитет, па и смрт.

Ефекти зрачења на нивоу популације огледају се у повећању генетских варијација и повећаној учесталости неадаптивних (укључујући леталних) генотипова и кариотипова. Код дводомих биљака може доћи до промјена пола, а последица тога је нарушавање баланса у фреквенцији гена који су одговорни за адаптацију на услове средине и смањење репродуктивне функције популације као цјелине.

О дјеловању јонизујућег зрачења на нивоу екосистема још нема довољно поузданих података. Оно што је познато јесте да се због различите радиосензитивности јављају релативно смањење броја врста и промјена бројног односа између различитих врста у истом екосистему. Оваква појава може довести до нарушавања равнотеже у екосистему.



Слика 61. Промјене на плодовима које су настале као резултат озрачивања после катастрофе у нуклеарки Фукушима [423]

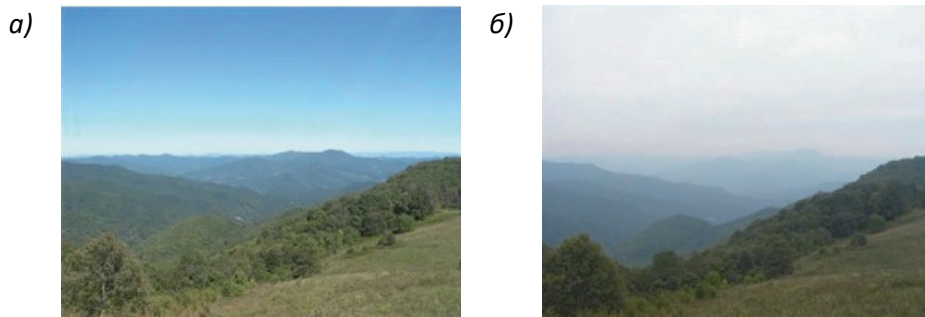
Механизми опоравка од зрачења заснивају се на дјелимичним сазнањима добијеним у истраживањима са микроорганизмима и на проучавањима молекуларних основа опоравка ДНК од оштећења изазваних ултраљубичастим зрачењем (фотореактивација, опоравак покидане ДНК, рекомбинациони опоравак). О механизмима отпорности код виших биљака још се мало зна и до сада није утврђен ген за резистенцију против зрачења. Но, и поред тога, показано је да меристемске ћелије виших биљака посједују извјесне механизме опоравка. Губитак репродуктивне способности у неким меристемским ћелијама често је компензован поновним диобама других ћелија у меристему. Могућа су и јака оштећења меристемског ткива, која су компензована реорганизацијом меристема из радиорезистентних ћелија, у центру мировања или из малог броја преживјелих ћелија [422, 124, 146].

8. ЛОКАЛНИ И ГЛОБАЛНИ ЕФЕКТИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА

У високоразвијеним индустријским центрима долази до стварања великих количина загађујућих материја које се емитују у атмосферу. У овим подручјима ваздух обилује угљен-диоксидом, метаном, сумпор-диоксидом, суспендованим честицама, чађи, бактеријама, спорама и другим загађујућим материјама [85, 1, 34, 424-426]. Иако се за већину загађења може рећи да је „локалног” – или националног поријекла и да захтијева локална рјешења, загађење ваздуха може бити прекогранични проблем, који захтијева договор широм свијета о мјерама које се баве тим проблемом. Емисије у атмосферу не само да узрокују загађење ваздуха већ могу промијенити климу, локално (микроклима градова) и на глобалном нивоу (дугорочни ефекти повећања угљен-диоксида у атмосфери), када се трајна једињења настала емисијама постепено акумулирају у атмосфери. Ове емисије утичу на глобалну равнотежу зрачења и протока енергије и на тај начин модификују цијели климатски систем. Климатске промјене узроковане антропогеним емисијама могу бити посматране као дио загађења ваздуха [427]. Емисије у ваздух укључују емисију загађујућих материја у ваздух и гасове са ефектом стаклене баште. Емисије загађујућих материја изазивају акутне или хроничне проблеме на здравље људи и негативне утицаје на животну средину. Концентрације веће од нормалних концентрација у атмосфери могу довести до глобалног загријевања и климатских промјена са могућим катастрофалним посљедицама на Земљи [172]. Као посљедица губитка велике површине под шумама, повећане индустријализације и употребе хемијских материја у различите сврхе дошло је до климатских промјена које се једним именом означавају као појачан ефекат стаклене баште [18]. Локални ефекти климатских промјена данас се испољавају најчешће изнад градова у виду промјене микроклиме тог подручја, док се глобални ефекти загађења ваздуха повезују са промјенама климе на Земљи. Климатске промјене су један од великих проблема XXI вијека и у жижи су интересовања јавности, научних и стручних кругова у цијелом свијету [314]. Узрок ове еколошке кризе и ризика јесте претјеран притисак од стране човјека на шумски екосистем, као значајан извор кисеоника [428, 314].

8.1. ЛОКАЛНИ ЕФЕКТИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА

Слаба видљивост је директна и практична перцепција лошег квалитета ваздуха (слика 62). Настаје настаје као резултат расипања и апсорпције свјетлости због загађујућих материја у ваздуху. И примарне и секундарне загађујуће материје доприносе смањењу видљивости [172]. Долази до повећања температуре и просјечна температура је већа у односу на ненасељене области. Релативна влага је мања за 2-8% као последица смањеног испаравања. Суспендоване честице распршују и апсорбују сунчево зрачење, што доводи до смањења видљивости.



Слика 62. Смањење видљивости услед загађења: а) добра видљивост и б) слаба видљивост [429]

Повећана облачност настаје као последица топлотног ефекта градова и присуства суспендованих честица у ваздуху, које служе као кондензациони центри за водену пару у атмосфери [11]. Честице утичу на интензитет соларне радијације која досеже до земљишта. Оне расипају сунчеве зраке у различите таласне дужине, зависно од величине честица, њихове концентрације, природе и др. Дио сунчеве радијације честице апсорбују. Утицај концентрације честица у ваздуху на видљиву радијацију Сунца је велики. Што се тиче укупне радијације Сунца, рачуна се да градска подручја примају мање за 20% сунчевих зрака него ванградска подручја. Разлог томе је дјеловање честица у ваздуху, које расипају, а тиме смањују сунчеву радијацију; посебно смањују интензитет ултраљубичасте радијације која пада на Земљину површину. Као примјер може да послужи податак да је просјечни годишњи губитак видљивости у Санкт Петербургу у односу на предјеле ван града око 40%, у току зиме тај губитак се креће и

до 70% (већа загађеност ваздуха), док се у току љета креће око 10% [6]. Видљивост је такође смањена због присуства приземног озона, који је као секундарна загађујућа материја настао током реакције између азотних оксида и испарљивих органских једињења. Фине честице сулфата и нитрата могу се суспендовати на ваздуху током дужег временског периода и, што је још запаженије, дају смогу његову жућкастосмеђу боју и смањују видљивост [172].

Средња годишња температура ваздуха у градовима у просјеку за 0,3% виша него у предграђима, а познато је да је у градској средини нижа релативна влажност, већа облачност, смањена брзина вјетра, мања видљивост и мања укупна ултраљубичаста радијација [34], што одговара и вриједностима забиљеженим у Бањој Луци. Микроклима је највјероватније условљена загађујућим материјама изнад Бање Луке. Оне у знатној мјери могу да модификују локалну климу (микроклиму града), која по многим параметрима одступа од околине. Наведене вриједности су од великог значаја за вредновање квалитета ваздуха у анализираном периоду, јер је степен загађености атмосферског ваздуха знатно зависио од метеоролошких елемената и појава [118].

8.2. ГЛОБАЛНИ ЕФЕКТИ ЗАГАЂЕЊА ВАЗДУХА

Глобални ефекти загађења ваздуха повезани су са промјенама климе на Земљи и изазивају штетне утицаје на животну средину [430], попут подизања нивоа мора и топљења глечера, утичу на усјеве, губитак станишта и изумирање животиња и биљака. Губитак биодиверзитета постаје све чешћи због глобалног загријавања и климатских промјена [431]. Главни гасови који изазивају ефекат стаклене баште углавном су угљен-диоксид, азотни оксиди, метан, водена пара, хлорофлуороугљоводоници и озон.

Већина загађујућих материја емитује се из природних извора и присутна је у атмосфери дуго времена. Тек однедавно су додатни антропогени извори гасова стаклене баште могли допринијети глобалним климатским промјенама и екстремним временским условима [172]. Угљен-диоксид доприноси 81%, метан 10%, азотни оксиди 6%, а флуоровани угљоводоници доприносе 3% глобалном загријавању. Највећи антропогени допринос ових гасова су пољопривреда, индустријски процеси и сагоријевање фосилних горива [432].

Угљен-диоксид, као значајна карика у биолошком кружењу угљеника [46], узрок је пораста температуре на планети Земљи. Продукт је свакодневних привредних активности [433] и највећим дијелом настаје сагоријевањем горива у производњи електричне енергије, моторима, гријању зграда и индустријским постројењима [172]. Повећањем концентрације гасова са ефектом стаклене баште у атмосфери долази до повећања температуре. Угљен-диоксид је један од најзначајнијих гасова стаклене баште, а нарочито када се разматрају емисије узроковане људским активностима. На циклус угљеника утичу живи свијет, атмосферске промјене, хемизам океана и геолошка активност [434] (слика 63).



Слика 63. Циклус кружења угљеника [435]

Угљен-диоксид је саставни дио ваздуха, међутим човјековом дјелатношћу његова се емисија значајно повећава у биосфери. Пораст концентрације угљен-диоксида за биљке био би повољан под одређеним условима (температура, свјетлост, вода, минералне материје). Проблем настаје повећањем просјечних годишњих температура, топљењем снијега на поларним дијеловима и појавом сушних периода на Земљи. Све ове појаве довешће до промјене услова гајења пољопривредних производа и до плављења приобалних појасева. Количина емисије угљен-диоксида уско је

повезана са економском развијеношћу једне земље. Развијеније земље емитују више угљен-диоксида у односу на мање развијене. Тако на примјер, САД емитују 5.228 милиона тона угљен-диоксида годишње, што је око два пута више од Кине, иако је Кина по површини своје територије и по броју становника вишеструко већа. Процјењује се да је укупна годишња емисија угљен-диоксида приближно 23 милијарде тона, да се његова концентрација у посљедњих 100 година повећала за 15% и да годишње расте у просјеку за 0,33%, што може довести до повећања температуре на Земљи. Отапање поларног леда и подизање нивоа свјетског мора условило би потапање највећег дијела равница (Канада, Сјеверна Америка и Сибир), многих градова, лука и острва. Изумрле би поларне животиње, запријетила би опасност живом свијету у води, дошло би до проширења пустињских појасева и наступила би права катастрофа за свеукупни живот.

Да би се спријечила даља промјена климе, у граду Кјото (Јапан) на конгресу 1997. године, међународна заједница усвојила је један од најзначајнијих докумената у вези са промјеном климе, тзв. Кјото протокол. Том приликом земље ЕУ обавезале су се да ће емисија угљен-диоксида бити смањена за 8% (500 милиона тона) до 2010. године [436]. Међутим, већина земаља то није испоштовала. Након усвајања Кјото протокола усвојен је већи број докумената и одржан низ састанака у вези са смањењем емисије угљен-диоксида.

Поред нафтне и гасне индустрије, емисије метана настају и биолошком деградацијом биомасе из пољопривредних активности и депоновања отпада [172].

Одређени (софтверски) модели за прогнозирање еколошких проблема предвиђају да ће промјене климе настале због раста температуре узроковати значајно смањење нивоа падавина и бројности појединих врста биљака и животиња.

Утицај климатских промјена на животињски свијет у директној је корелацији са утицајем на биљни свијет и екосистеме који представљају мјесто обитавања и живљења за животиње и извор хране. Нестајање станишта за животиње представља директан притисак који их условљава на миграције и прилагођавање новим условима живота, док нестајање појединих биљака које су извор хране за животиње директно угрожава опстанак тих животиња.

Корални гребени су „тропске кишне шуме” океана, одликују се највећом биолошком разноврсношћу јер пружају храну и уточиште огромном броју морских организама. Граде их полипи формирајући чврст спољашњи омотач налик скелету, а са њима у симбиози живе алге, које полипе снабдијевају органским материјама и дају им специфичну боју. Формирање једног коралног спруда траје хиљадама година. Као последица повећања температура у океанима на прилично отпорним коралним гребенима дошло је до деколоризације, јер је изгубљен један члан симбиозе – алге и до губитка великог броја врста које живе у склопу гребена.

Интересантан примјер угрожености усљед климатских промјена јесте америчка пика (звиждавац). Америчка пика је сисар сродан зецу, најпознатији по томе што му ризик од истребљења пријети као последица глобалних климатских промјена. Ова животиња адаптирана је на живот на великим надморским висинама, на влажан и хладан климат, уз то одликује је узак ареал, те стоји на милости и немилости климатским приликама [18].

9. ПОЗИТИВНИ УТИЦАЈ ВЕГЕТАЦИЈЕ НА КВАЛИТЕТ ВАЗДУХА

9.1. ЗНАЧАЈ И УЛОГА ВЕГЕТАЦИЈЕ У ЗАШТИТИ ОД АЕРОЗАГАЂЕЊА

Вегетација побољшава структуру земљишта, повећава капацитет задржавања воде у земљишту и подиже ниво храњивих материја у земљишту. Вегетација има сложену еколошку функцију биохемијског кружења материје. Значајан је еколошки фактор и припада јој улога трансформатора енергије на Земљи. Количина угљен-диоксида који може бити „неутралисан” у доброј мјери зависи од заступљености биљног покривача. Биљке регулишу биланс кисеоника у атмосфери и сходно томе стварају неопходне животне услове на Земљи. Разноврсне су улоге шума у животу човјека и функционисању биосфере: заштитна улога шума, улога шума у стварању комфорнијих микроклиматских услова, улога шума као јонизатора ваздуха, бактерицидна својства шума, естетска вриједност, рекреативна улога шума и др. У знатној мјери регулишу микроклиму и многобројна истраживања показала су да је у свим случајевима температура ваздуха средине зелених површина у љето нижа од оне на отвореним просторима за 4-8 °С. Истраживања су показала да зелени покривач у знатном степену смањује дејство микроклиматских фактора, чиме градске услове чини подношљивим за живот [428]. Снижавајући љетну жегу, зелене површине истовремено повећавају релативну влажност ваздуха за 15-30%. Такав је ваздух погоднији за дисање, а увећање влажности изражава се као осјећај снижења температуре. Зелени засади око сваке куће могу се посматрати као чистачи атмосфере, који својом асимилацијом апсорбују угљен-диоксид, приближно 0,4 литра (што одговара 0,8 g CO₂ на 0 °С и 760 mmHg) по m² вегетације на сат. Асимилација траје нормално 12 сати [414].

Шуме су, поред океана, главни природни системи за депоновање (понори) угљен-диоксида, који је гас стаклене баште и који узрокује глобално загријавање, тако да биолошки разнолик шумски екосистем помаже у смањењу глобалног загријавања. Биљке производе кисеоник, пречишћавају и освјежавају ваздух и смањују буку. Стабло дивљег кестена,

старо 50 година, може на лишћу, у току вегетације, да задржи 120 kg прашине и око 80 kg аеросоли. Једна развијена стогодишња буква сваког сата апсорбује 2,5 kg угљен-диоксида, ослобађајући отприлике 1,7 kg кисеоника. Њена дневна производња може подмирити потребе за кисеоником више од 60 људи [5]. Хектар букове шуме може годишње задржати око 70 t прашине, а да истовремено произведе око 4.000 kg кисеоника (слика 64). Током једног вегетационог периода одрасли примјерци дрвећа и жбуња могу да задрже сљедеће количине механичких честица: бријест – 28 kg механичких честица по вегетационом периоду, жалосна врба – 38 kg, дивљи кестен 16 kg, млијеч – 28 kg, јавор – 33 kg, канадска топола – 34 kg, лигуструм – 0,3 kg, златна рибизла – 0,5 kg [437].



Слика 64. Буква као природни пречишћивач ваздуха [438]

На дрвећу, жбуњу и трави таложи се до 72% суспендованих честица и до 60% сумпор-диоксида. Чак и у малом врту количина суспендованих честица у односу на отворене просторе смањује се за 30%. Занимљиво је да се заштитна улога дрвећа испољава и у зимском, безлисном периоду. Истраживања су показала да зелени покривач у знатном степену смањује дејство метеоролошких фактора чинећи градске услове подношљивим за живот [5]. Биљке располажу извјесним механизмима којима се штите од дјеловања загађујућих материја. Већина биљака може да поднесе, без видљивих оштећења, количину таложног праха од 0,75 до 1,50 g/m²/дан, посебно ако киша спира већину наталожених честица, током краћег периода [437].

Шума се може назвати плућима простора, јер један хектар може профилирати 68 тона суспендованих честица, произвести 21 тону кисеоника, утицати на климу, филтрирати воду и везати велике количине воде, чиме спречава бујице и поплаве [5]. Четинари добро уклањају честица захваљујући љепљивим четинама, док су брестови ефикасни у редуковању штетних гасова тако што их апсорбују и мијењају [439] (слика 65).



Слика 65. Брујест (*Ulmus minor*) апсорбује CO_2 [440]

Шума је простор за одмор, рекреацију, јачање физичке способности и побољшање здравственог стања људи. Простор који је обрастао дрвећем повољно утиче на термичку и хидролошку функцију животне средине. Дрвеће и друго биље задржавају на лишћу и крошњама топлоту у току дана. Ваздух у шуми је током љета хладнији, а током зиме топлији за 5-10 °C у односу на голе површине. У посљедњих 200 година шумске површине смањене су приближно 50%, док су прашуме храстових шума у средњој Европи искрчене између VII и XIII вијека. Шуме су нестале и на подручју Србије, у Шумадији, која је по шуми добила и име [5]. Шуме Амазоније су за посљедњих 50 година посјечене за 20%. На тај начин увелико је смањена производња кисеоника, који је неопходан за одржавање живота на Земљи, док се концентрација угљен-диоксида у атмосфери повећава.

Значајно је и фитонцидно дејство појединих биљних врста (зимзелених, мада су оне осјетљивије од листопадних у односу на садржај сумпор-диоксида). Међу њима су вишња и јоргован, на којима су откривене посебне материје бактерицидног дејства, тзв. фитонциди. Фитонцид коре јеле убија дифтеричне бактерије. Сок антоновске јабуке, листови топола и неких других биљака убијају дизентеричне бактерије (слика 66).



Слика 66. Топола има добро фитонцидно дејство на бактерије (Бања Лука, 2019)

Фитонциди вишње у лабораторијским условима су у стању да у року 10-12 секунди убију муве и комарце. Захваљујући фитонцидима, један кубни метар ваздуха у шуми садржи 200-300 бактерија, док иста запремина ваздуха у великим градовима садржи и до 250 пута већи број бактерија. На тај начин зелени покривач пречишћава градски ваздух од суспендованих честица и бактерија. Различите врсте имају различиту способност продукције фитонцида: *Acer platanoides* – уништава 12 бактерија у минути у ваздуху изнад биљке (слика 67), *Acer tataricum* 20, *Betula verucosa* 22, *Carpinus betulus* 7, *Taxus baccata* 6, *Juglans regia* 18, *Laurus nobilis* 15, *Cedrus atlantica* 3, *Populus alba* 25 и *Ribes nigrum* 10. Осим ових врста, високу фитонцидну активност имају и: *Larix decidua*, *Abies concolor*, *Pinus excelsa*, *Taxodium disticum*, *Platanus orientalis*, *Thuja gigantea*, *Cornus mas*, *Crategus monogyna* и *Aesculus hippocastanum*. Фитонцидно дјеловање бијелог бора утврђено је мјерењем укупног броја бактерија и патогених гљива у 1 м³

ваздуха изнад борове шуме. У овом простору издвојено је 170 бактерија и 564 гљиве (споре). У истој запремини ваздуха изнад брезове шуме било је више од 1.800 бактерија и огроман број патогених гљива [437].



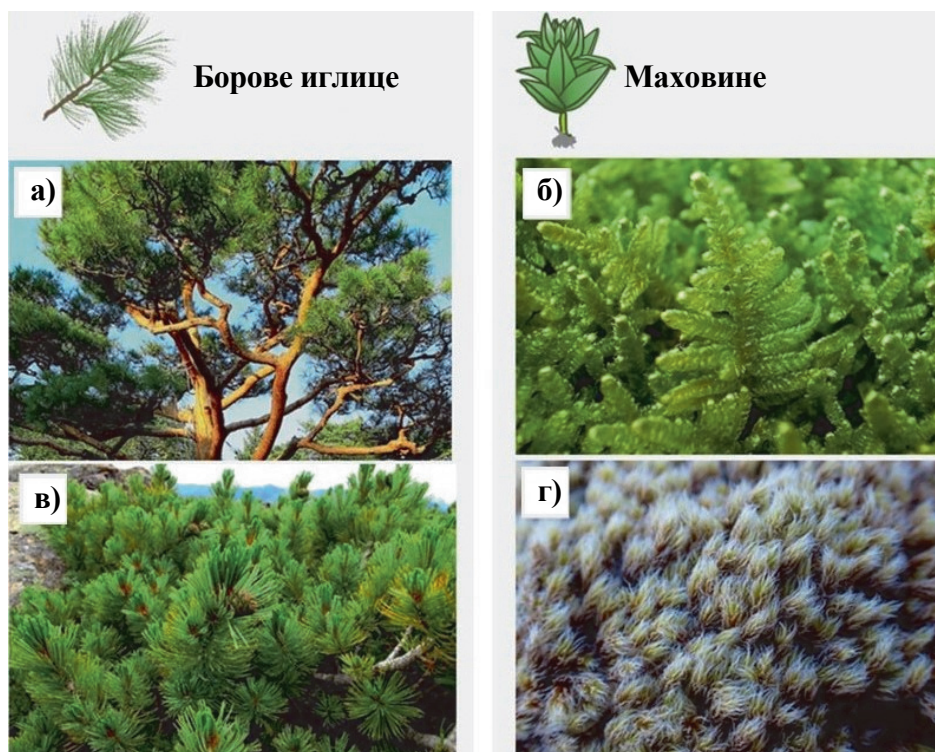
Слика 67. Фитонцидна врста Acer platanoides [103]

Аерозагађење негативно утиче на биљке, што се испољава промјенама на листу или гранама појединих биљних врста. Биљке немају регулаторне механизме у погледу усвајања неких загађујућих материја, најчешће тешких метала, те се стога њихова улога испољава кроз процесе хемијске биоконцентрације, односно фитоекстракције. Степен биоконцентрације хемијских елемената у ткиву биљака уз претходну коректну процјену неопходне количине нутријената за метаболизам указује на хемијско оптерећење средине, тј. повећана акумулација појединих елемената у ткиву последица је повећане концентрације у животној средини [9, 441-443].

9.2. УЛОГА БИЉНОГ СВИЈЕТА У МОНИТОРИНГУ АЕРОЗАГАЂЕЊА

Мониторинг систем обухвата осматрање, детекцију и праћење извора, природе квалитета, квантитета, дисперзије и ефеката загађујућих супстанци у животној средини. Добро постављен и ефикасан мониторинг систем један је од основних услова управљања квалитетом животне средине. Основа мониторинга јесу хемијске анализе, директно из ваздуха, било да се ради о пасивним или активним методама узорковања. Важан сегмент мониторинга јесте биолошки мониторинг, уз помоћ маховина, лишајева и неких врста биљака. Обухвата праћење реакције биљака на промјене у спољашњој средини, а посебно реакције на присуство и дјеловање загађујућих материја

[444]. С друге стране, такви подаци су од користи за квалитативну и квантитативну процјену загађености ваздуха [47]. У биолошком мониторингу терестричних екосистема као биоиндикатори су значајне биљке због сесилног начина живота и видљивих симптома, док је коришћење животиња ограничено због њихове покретљивости и нејасно изражених симптома [34]. Редовни мониторинг атмосферских загађујућих материја у урбаним срединама незаобилазни је дио контроле стања животне средине, при чему хемијска анализа пружа егзактне податке о концентрацијама појединих гасова и честица. У посљедње вријеме методе биолошког мониторинга квалитета ваздуха имају све већу примјену, при чему добијамо драгоцјене податке о интеракцији хемијских материја са живим системима. Биомониторинг користи реакције биљака или животиња на своје окружење да процијене стање животне средине. Врсте *Pinus densiflora*, *Hypnum plumaeforme*, *Pinus pumila* и *Racomitrium lanuginosum* користе се као биоиндикатори квалитета ваздуха [8] (слика 68).



Слика 68. Борове иглице и маховине: (а) *Pinus densiflora*, (б) *Pinus pumila* (в) *Hypnum plumaeforme* (г) *Racomitrium lanuginosum* [8]

Почеци биомониторинга квалитета ваздуха примарно су обухватили проучавање екофизиолошких особина лишајева и маховина, који се сматрају индикаторима чистог ваздуха. Међутим у центрима великих градских подручја употреба лишајева и маховина често није могућа, будући да се таква подручја одликују потпуним одсуством ових организама. Због тога примат у биомониторингу квалитета ваздуха градских подручја имају проучавања листопадних и четинарских дрвенастих врста, и то у свим биолошким аспектима [34, 107].

Усвајање, односно садржај појединих елемената у биљкама, често се користи као показатељ присуства тих елемената у животној средини, а биљке које их акумулирају могу послужити као „индикатори” [428]. Биоиндикатори су веома значајни за одређивање тешких метала, јер су поједине врсте изузетни акумулатори многих тешких метала, угљеника, азота и сумпора. Анализа биоиндикатора јасно указује на степен контаминације животне средине. Индикатор може да пружи не само информацију о томе да одређени елемент нека биљка накупља више од друге већ може да укаже и на разлоге појаве неких биљних врста за разлику од других. Распрострањеност, густина популације и репродукција добре су индикације загађења средине [47]. Тако је потпуно одсуство лишајева („лишајске пустиње”) сигуран знак високог степена оптерећења ваздухом загађењем, а прије свега сумпор-диоксидом. Лишајеви се могу користити као биоиндикатори квалитета урбаних средина, најчешће на садржај сумпор-диоксида и тешких метала. Веома добро подносе концентрацију сумпор-диоксида до $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [445-448] (слика 69).



Слика 69. Лишајеви као биоиндикатори квалитета ваздуха (*Parmelia saxatilis* и *Xanthoria parietina*) [449, 450]

Отпорност биљака у великој мјери је условљена врстом, стањем раста и развоја, метаболизмом и др. Повећано присуство али и одсуство неког елемента лимитирајући је фактор за растење и развиће одређених биљних врста. Најбрже реагују епифитни организми, као што су маховине, лишајеви и алге, затим биљке са кратким животним циклусом [47]. У посљедње вријеме у свијету се овом начину мониторинга посвећује посебна пажња.

Резултати из Словеније (Шопштањ) на подручју утицаја термоелектране јасно су указали на значај врсте *Picea abies* као биоиндикатора сумпор-диоксида [451, 452] (слика 70).



Слика 70. *Picea abies* као биоиндикатор сумпор-диоксида [453]

За одређивање загађења на бази сагоријевања фосилних горива најосјетљивији индикатори су лишајеви, док се за детекцију тешких метала, радионуклида и пестицида користе квантитативне аналитичке методе, одређивањем концентрације у узорцима ткива. Пасивни мониторинг састоји се у регистрацији оштећења, промјена и одступања од норми код биљака које расту у загађеним регионима. Такве резултате тешко је интерпретирати због недовољно дефинисаних услова и истовременог дјеловања смјеше загађујућих материја. Зато се у већој мјери користи активни мониторинг, који се састоји у испитивању биљака на загађење у

строго контролисаним условима или у преношењу биљака из загађених у загађене зоне на одређено вријеме. За ове сврхе бирају се врсте (индикатори) осјетљиве на загађење, а погодност ове методе је у једноставности манипулација и анализа и у флексибилности у избору мјеста и времена [47].

У Италији су рађене биомониторинг студије процјене загађења ваздуха праћењем диверзитета лишајева у Ђенови, Трсту и Напуљу [445, 446]. У Холандији је праћена концентрација амонијака у ткиву епифитних лишајева [447], док је у Бразилу, у близини индустријског и петрохемијског комплекса, проучавана концентрација баријума (Ba) и мангана (Mn) код епифитног лишаја *Canoparmelia texana* [448]. У Италији је утврђено да је врста *Flavoparmelia caperata* добар индикатора загађења ваздуха, са аспекта присуства тешких метала [454].

9.3. УРБАНО ЗЕЛЕНИЛО И УЛОГА У ЗАШТИТИ ОД АЕРОЗАГАЂЕЊА

Градови се, да би задовољили потребе својих становника, глобално суочавају са многим изазовима у области животне средине: заштита пијаће воде и управљање отпадним водама, изградња и одржавање паркова, те садња дрвореда. Један од највећих изазова са којима су градови суочени на глобалном нивоу јесте да одржавају свој ваздух чистим. Дрвеће може имати значајан локални утицај на ниво загађења и температуре, уз велики утицај на побољшање здравственог стања становништва (слика 71).

Урбане зелене површине третирају се као дио јавног градског простора јер имају вишеструк значај. Разноврсне улоге зеленила (здравствена, социјална, естетска, културна, едукативна, итд.) унапређују и побољшавају квалитет живота у граду. Урбано (градско) зеленико утиче на климу, значајно је за живи свијет, за здравље људи, штити од неповољних ефеката загађења, има и естетску и рекреативну вриједност. Систем зелених површина у непрекидној је и динамичној интеракцији са изграђеном структуром града [38, 456] (слика 72).

Изградњом насеља, индустријских погона и саобраћајница разарају се природни екосистеми а њихово мјесто заузимају вјештачки екосистеми, који се често претварају у „урбане пустиње”. Стога градско зеленило параметре градске климе окрећу у супротном смјеру тако што смањује

високе температуре ваздуха, повећава степен влажности, регулише јачину вјетра, прочишћава ваздух, смањује и ублажава јачину градске буке [34].



Слика 71. Урбано зеленило побољшава квалитет ваздуха у градовима [455]



Слика 72. Значај урбане вегетације [457]

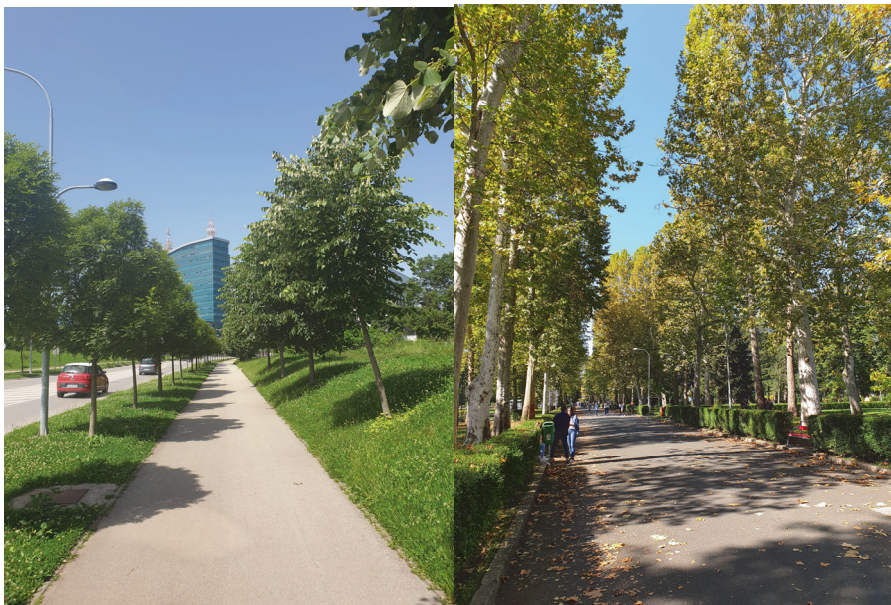
Зелене површине су веома значајне за елиминацију аерозагађења. У односу на прашину утицај зеленила се огледа двоструко: својим постојањем смањују изворе, а захваљујући лишћу на чијој се површини она таложи не расипа је, да би је касније атмосферски талози спрали. У једном кубном центиметру уличног ваздуха има неколико стотина пута више бактерија него у истој запремини парковског ваздуха или у ваздуху шумских подручја [11]. У градовима се ствара својеврсна микроклима, која је по много чему неповољна за човјека, јер температура ваздуха подлијеже већим колебањима. У таквој микроклими садржана је већа количина суспендованих честица и штетних гасова и ваздух је сувљи него у околини. Како је у граду густина насељености већа, повећан је и проценат угљен-диоксида, који је и даље у порасту, а тиме су и здравствени услови становништва погоршани. У већини градских насеља, због спонтаног и неконтролисаног развоја, премало је зелених површина, значајних за психичко и физичко здравље човјека. Зелене површине у Москви износе 28 m²/становнику, у Бечу 25, Берлину 13, Лондону 9, Загребу 6,7 и сл. [5].

Градске шуме имају три здравствене функције, и то превенцију болести, терапију и опоравак од болести. Могу умањити директне и индиректне узроке одређених незаразних болести и урбаних стресора (ултраљубичасто зрачење, загађење ваздуха и бука) и помоћи у хлађењу животне средине. Присуство зелених површина и приступ зеленим површинама могу промовисати активан животни стил и редовно вјежбање, смањујући тако ризик од гојазности, дијабетеса, болести срца, респираторних поремећаја и неких врста карцинома [458]. Велика стабла имају значајну функцију за смањење загађујућих материја (гасова и честица). Апсорбују загађујуће гасове (као што су угљен-моноксид, азотни оксиди, озон и сумпорни оксиди) и филтрирају fine честице попут прашине, прљавштине или чађи из ваздуха задржавајући их на лишћу и стаблу [456].

Према постојећим подацима, почеци озелењавања Бање Луке датирају од настанка насеља, што указује да су разне културе утиснуле и оставиле своје трагове. У почетку зеленило су чиниле цвјетне баште, које су красиле кућне вртове и дворишта. Касније, већ од 1882. године у неким дијеловима града почело је подизање дрвореда [459] (слика 73).

Најзначајнији бањолучки дрворед подигнут је 1885. године у дужини од 17 километара. Током 1930. године оформљен је и Градски парк (парк

„Петар Кочић”), а у периоду између два свјетска рата интензивно се наставља формирање паркова. Послије ослобођења 1945. године учињени су многи напори да се зеленило урбане матрице Бање Луке рјешава по савременим урбанистичким концепцијама, али су, уз огромне тешкоће, реализовани само неки покушаји. Током 1975. године почео је Изведбени пројекат парка „Младен Стојановић“ [459].



Слика 73. Дрвореди јасена и липе и платана у Бањој Луци (Бања Лука, 2019)

Бања Лука је данас позната као град зеленила са око 22.000 стабала засађених у алејама, парковима и насељима. Ту је и 150 хектара травњака, 40 километара зелене ограде, 31.000 комада украсног грмља и 5.000 ружа, те велики број сезонског цвијећа. Због проблема пропадања старих дрвореда узрокованих загађењем и физичким оштећењем, Републички завод за заштиту културно-историјског и природног наслеђа Републике Српске за потребе града израдио је 2006. године студију Анализа здравственог стања стабала са мјерама санације [460]. У Бањој Луци има 2.180 угрожених стабала, те се морају проводити заштитне мјере.

10. ЗАШТИТА ВАЗДУХА ОД ЗАГАЂИВАЊА

10.1. МЈЕРЕ ЗА СМАЊЕЊЕ ЗАГАЂЕЊА И ЗАШТИТУ ВАЗДУХА

Основни циљ је да се свако загађивање које има негативан утицај на животну средину спријечи или смањи и у крајњем случају уклони [17]. Заштита ваздуха обухвата заштиту атмосфере у цјелини са свим процесима, очување структуре атмосфере и климатских обиљежја. Ваздух мора бити заштићен од оптерећења путем трансмисије радиоактивних, течних, гасовитих или чврстих материја ако постоји опасност да ће штетно дејство утицати на квалитет ваздуха или ће се штетно одразити на људско здравље.

Постоји основна подјела мјера за смањење загађења на превентивне, санационе и контролне.

Превентивне (урбанистичке) подразумијевају измјештање жељезничких и аутобуских станица и магистралних саобраћајница ван стамбеног дијела града, измјештање индустријских објеката ван централних дијелова града и стамбених зона, обезбјеђивање одговарајуће ширине саобраћајница, изградњу пјешачких зона, гаража и паркиралишта, планирање простора за зелене површине и др. [436]. Односе се на правилно планирање и зонирање насеља [11]. Чистоћа ваздуха у насељима може се сачувати правилним планирањем насеља и смишљеном локацијом нових индустријских објеката [436]. Урбанистичке мјере заштите почињу још приликом генералног планирања читавих региона, одабира најповољнијих карактеристика рељефа и руже вјетрова за локацију насеља [11]. Осим удаљености, на превенцију загађености ваздуха дјелују правац и јачина доминантних вјетрова и рељеф терена. Индустријска предузећа треба постављати тако да вјетрови односе прашину од насеља, а по могућности да је никад не носе над насеље. Приликом избора терена за изградњу индустријских предузећа треба пазити на рељеф земљишта. Треба избјежавати дубоке, затворене котлине у којима нема довољно ваздушних струјања и у којима лако може да дође до температурне инверзије. Најпожељнија за локацију индустријских предузећа која избацују загађења у ваздух јесу мјеста на узвишењима, гдје има много ваздушних струјања

[436], али без обзира на наведено, неопходно је спровести све мјере заштите животне средине у индустрији.

Санационе мјере подразумијевају давање приоритета кретању возила јавног саобраћаја, уградњи еколошких семафора, употреби гаса као погонског горива и претварању једног дијела града у зону без моторних возила [436].

Контролне мјере обухватају обавезну контролу емисије гасова при техничком прегледу моторних возила, сталну контролу рада сервиса за технички преглед, забрану паркирања теретних возила у граду, проширење мреже мјерних мјеста и редовно прање градских саобраћајница [436].

Мјере за заштиту квалитета ваздуха могу се категорисати и на хигијенско-санитарне мјере контроле квалитета ваздуха и техничко-технолошке мјере смањења емисија у ваздух.

Хигијенско-санитарни аспекти проблема састоје се у одређивању максимално дозвољених концентрација (МДК) разних загађујућих материја у атмосфери, прије свега у њеном приземном слоју и организовању контроле квалитета ваздуха у животној и радној средини.

Техничко-технолошке мјере заштите ваздуха од загађења тичу се низа подухвата на самом извору аерозагађења и циљ им је снижење степена загађености. Остварују се преко низа мјера које воде или ка суштинском снижењу обима аерозагађења или ка његовој бољој дисперзији, као што је пречишћавање излазних гасова, односно димова. У основи постоје два начина пречишћавања. Један од њих је разлагање штетних загађујућих материја до мање штетних или безопасних, које се затим испуштају у ваздух. Други начин је њихово издвајање из гасова и превођење у течно или чврсто агрегатно стање, последице чега се, ако је потребно, подвргавају даљој обради, односно депоновању [17]. Ове мјере могу помоћи смањивању количине честица и других загађујућих материја у насељима. Висина димњака има значај за процес разређивања загађења у ваздуху. Што је димњак виши, загађења се више разређују. Пропорционално повећању потрошње горива треба да се креће и висина димњака.

Загађујуће материје ваздуха могу се разврстати у двије основне групе, честице и гасове, независно од њиховог састава и хемијске врсте којој припадају. Када је ријеч о честицама, једини начин њиховог уклањања јесте њихово прикупљање из димних гасова. Њихова емисија може се

контролисати и умањити коришћењем великог броја различитих уређаја за пречишћавање гасова, као што су таложници, циклони, мокри скрубери, пречистачи са филтрима, електростатички таложници, и сагоријевање. За разлику од честица, пречишћавање од отпадних гасовитих загађујућих материја даје шире могућности. [17]. Популаризацијом и коришћењем алтернативних извора енергије, уз енергетску ефикасност, ниво загађујућих материја може се значајно смањити, нарочито у градским срединама.

10.2. РЕГИСТАР ЕМИСИЈА ЗАГАЂУЈУЋИХ МАТЕРИЈА

Основни задатак при планирању мреже праћења квалитета ваздуха јесте сакупљање информација о изворима емисије загађујућих материја у одређеној области. Главни извори загађујућих материја у градовима су термоенергетски уређаји, моторна возила, индустрија, уређаји за гријање у кућама и др. Зато је неопходно сакупити информације о броју емитера, типу, величини и распореду (локацији) и о типу, количини и квалитету горива које се користи у току године, односно неопходно је направити регистар (катастар, инвентар, попис) емисије загађујућих материја за одређену област [6].

У Републици Српској оквир за успостављање мониторинга емисија у ваздух, у случају непокретних извора, дефинисан је Законом о заштити ваздуха [461].

Министарство за просторно уређење, грађевинарство и екологију дужно је успоставити регистар извора загађивања ваздуха и регистар испуштања и преноса загађујућих супстанци из постројења. Регистар представља скуп систематизованих информација и података о загађивачима медијума животне средине са подацима о њиховој локацији, производним процесима, карактеристикама, материјалним билансима на улазима и излазима сировина, полупроизвода и производа, постројењима за пречишћавање, токовима отпада и загађујућих материја и мјесту њиховог испуштања, третмана и одлагања.

Регистар извора загађивања ваздуха и регистар испуштања и преноса загађујућих материја полазни су и основни и најзначајнији извор података при процјени концентрација загађујућих материја у неком подручју [6]. У регистар извора загађивања ваздуха уносе се подаци о изворима емисија у ваздух, правним лицима и загађујућим материјама које извори испуштају у ваздух. Односи се на једну област и садржи списак свих извора материја

које загађују ваздух, сређен према географском положају и условима емитовања (висина и пресјек испуста загађујућих материја, количина и температура излазних гасова, врста, концентрација и количина загађујућих материја, учесталост и трајање емисије). Ако регистар не садржи податке о географској дистрибуцији и условима емитовања загађујућих материја, већ само податке о величини емисије, то представља биланс емисије. Израда регистра извора загађујућих материја које контаминирају ваздух представља за одређену област основицу да се, уз друге факторе, одреди степен загађености ваздуха и ради на његовом смањењу [6].

10.3. ПРОСТОРНО ПЛАНИРАЊЕ И ЗАШТИТА ВАЗДУХА

Приликом планирања простора политика, мјере и ограничења утврђени планским документима из области заштите ваздуха представљају један од обавезних основа за припремање и израду просторних планова. Прибављање основних података за просторно планирање захтијева мјерење концентрације загађујућих материја да би се утврдио утицај укључивања нових или проширења постојећих индустријских капацитета у урбаним срединама на општу загађеност ваздуха. Мјерења треба да се врше у мрежи тачака које су репрезентативне за густо и ријетко насељене области, индустријске комплексе, трговачке четврти и др.

Просторни планови ужег или ширег подручја (као што су републички просторни планови) морају садржавати захтјеве за квалитет животне средине, па и квалитет ваздуха. Зато је неопходно израдити: регистар извора загађивања ваздуха, регистар испуштања и преноса загађујућих супстанци, преглед метеоролошких параметара који утичу на распрострањавање емитованих загађујућих материја и процјену дјеловања загађујућих материја на животну средину. Регистар извора загађивања ваздуха треба да представља основу за просторно планирање јер садржи просторни распоред емитера загађујућих материја, величину емисије, узроке емисије (гориво, технолошки процеси и др.), величину емисије по привредним гранама и др. На основу ових података, а с циљем заштите животне средине, могуће је вршити одговарајући просторни распоред нових извора емисије и изабрати технологије и врсте горива које ће се користити [6].

Код израде и доношења просторних планова, приликом одређивања локација за нове тачкасте изворе емисија и изворе за које је потребна

еколошка дозвола, посебна пажња мора да се посвети заштити вентилационих ходника и квалитету ваздуха густо или стално настањеног подручја.

За подручје града, односно општине утврђује се листа заштићених подручја, на којима се не може градити ни један нови тачкасти извор емисија, посебно погони и постројења, постројења са сагоријевањем и постројења за спаљивање отпада, нити се могу вршити значајнија проширења постојећих дјелатности.

Нарочиту пажњу треба обратити на одабир локације за стамбену зону као најчистији дио насеља и индустријску зону као оптерећени дио насеља са загађујућим материјама. Правилно планирање саобраћајница такође је изузетно важно, како у односу на ружу вјетрова, тако и у односу на фреквенцију саобраћаја [11].

У Просторном плану Републике Српске до 2025. године предвиђен је низ мјера и активности које је неопходно проводити да би се заштитио, сачувао и побољшао квалитет ваздуха на подручју Републике Српске [462]:

- планирати централизовано загријавање изградњом централних топлана (за загријавање становништва, стамбеног простора, индустријских предузећа, јавних установа),
- као гориво за загријавање користити комбинацију: природног гаса, мазута, са специфицираним садржајем сумпора и геотермалну енергију (као нови обновљиви извор енергије), која у односу на конвенционална фосилна горива не загађује атмосферу емисионим гасовима,
- реконструисати саобраћајну мрежу, изнаћи и реализовати архитектонска, грађевинска и хортикултурна рјешења између саобраћајница, стамбених и радних зона и објеката,
- контролисати возила на техничком прегледу сагласно прописима о безбједности саобраћаја у односу на дозвољене количине издувних гасова,
- ради боље контроле квалитета ваздуха неопходно је израдити регистар загађивача подручја, који треба динамички обновљати,
- успоставити мониторинг квалитета ваздуха за праћење основних загађујућих материја (сумпор-диоксид и чађ, таложне материје, суспендоване честице, азотни оксиди и угљен-моноксид) на подручју цијеле Републике Српске,

- повремено мјерити карактеристичне загађујуће материје из саобраћаја,
- повремено мјерити специфичне загађујуће материје из индустријских и других производних објеката које потенцијално угрожавају ваздух и
- за заштиту од индивидуалних гасова, прашине и буке из саобраћаја приликом пројектовања и извођења саобраћајница предвидјети заштитне дрвореде и друге видове чврстих баријера (заштита од буке) и друге мјере.

11. ЛИТЕРАТУРА И ИЗВОРИ

- [1] Стевановић, Б., Кнежић, Л., Чикарић, С., Илић-Попов, Г., Караман, Г., Недовић, Б., Тодић, Д., ... Стефановић, Ђ. (2003). Енциклопедија: животна средина и одрживи развој, књига тачних одговора. *Ecolibri, Београд, Завод за уџбенике и наставна средства, Српско Сарајево.*
- [2] Ђармати, Ш., Веселиновић, Д., Гржетић, И., Марковић, Д. (2008). Животна средина и њена заштита. Књига I. Животна средина. Факултет за примењену екологију Футура, Београд.
- [3] <https://ib.bioninja.com.au/options/option-c-ecology-and-conser/c3-impacts-of-humans-on/earth-spheres.html>
- [4] Грубешић, И. (2007). Загађивање атмосфере, *Заштита, Сарајево, 17*, 88-89.
- [5] Матас, М., Симончић, В., Шобот., С. (1989). Заштита околине данас за сутра: еколошки приручник. *Школска књига. Загреб.*
- [6] Ђуковић, Ј., Бојанић, В. (2000). Аерозагађење – појам, стање, извори, контрола и технолошка рјешења. *Институт заштите и екологије, Бања Лука.*
- [7] Nathanson, J. (2019). Pollution. Encyclopaedia Britannica, Inc. <https://www.britannica.com/science/pollution-environment>.
- [8] Kulshrestha, U., Saxena, P. (Eds.). (2016). *Plant Responses to Air Pollution*. Springer.
- [9] Секулић, П., Кастори, Р., Хацић, В. (2003). Заштита земљишта од деградације. *Научни институт за ратарство и повртарство, Нови Сад.*
- [10] Илић, П., Марковић, С., Рачић, М., Јањуш, З. (2012). Комунална бука и загађење ваздуха у урбаном дијелу Бање Луке. *Природно-математички факултет, Бања Лука. Скуп, 4(2)*, 19-31.
- [11] Кристофоровић-Илић, М., Радовановић, М., Вајагић, Л., Јевтић, З., Фолић, Р., Крњетин, С., Обркнежев, Р. (2002). Комунална хигијена. *Прометј, Нови Сад.*
- [12] Ђукановић, М. (2001). Екоречник. Појмовник о животној средини. *Веларта. Београд.*
- [13] Илић, П., Неšković Markić, D., Stojanović Bjelić, L.J. (2018). Variation concentration of sulfur dioxide and correlation with meteorological parameters. *Archives for Technical Sciences. 18(1)*, 81-88.
- [14] WHO (2017) World health statistics 2017, Monitoring health for the SDGs, Sustainable Development Goals. Geneva, *World Health Organization.*
- [15] Caldwell, R. L. (1970). Effects of Air Pollution on Vegetation. *Progressive Agriculture, 22(2)* 10-12.
- [16] Gheorghe, I. F., Ion, B. (2011). The effects of air pollutants on vegetation and the role of vegetation in reducing atmospheric pollution. *The impact of air pollution on health, economy, environment and agricultural sources*, 241-280.

- [17] Фармати, Ш., Веселиновић, Д., Гржетић, И., Марковић, Д. (2008). Животна средина и њена заштита. Књига II. Заштита животне средине. Факултет за примењену екологију Футура, Београд.
- [18] Вујић, А. (2008). Заштита природе. *Природно-математички факултет, Департман за биологију и екологију, Нови Сад (Петроварадин: Футура)*.
- [19] Мијовић, А., Секулић, Н., Поповић, С., Ставретовић, Н., Радовић, И. (2012). Биодиверзитет Србије, стање и перспективе. *Завод за заштиту природе Србије, Београд*.
- [20] Barker, J. R., Tingey, D. T. (Eds.). (1992). *Air pollution effects on biodiversity*. Springer Science & Business Media.
- [21] Матаруга, М., Исајев, В., Орловић, С., Ђурић, Г., Брујић, Ј., Даничић, В., ... Балотић, П. (2013). Програм очувања шумских генетичких ресурса Републике Српске 2013–2025. година. Министарство пољопривреде, шумарства и водопривреде Републике Српске, Бања Лука.
- [22] Рецић, С. (2012). Биодиверзитет Босне и Херцеговине - стање, могућности употребе и неопходност одрживог управљања. Академија наука и умјетности Босне и Херцеговине, Одјељење природних и математичких наука, Посебна издања, 148(22), 47-70.
- [23] Gibson, D., Sisseem, R., Ђуг, S. (2003). Bosnia and Herzegovina Biodiversity assessment. *USAID and Chemonics International*.
- [24] Фукарек, П. (1983). Босна и Херцеговина. Биљни покров. Енциклопедија Југославије. II издање. Југословенски лексикографски завод. 2. 116-118. Загреб.
- [25] Рецић С., Барудановић, С., Радевић М. (Ур.) 2008. Босна и Херцеговина – земља разноликости. Преглед и стање биолошке и пејзажне разноликости Босне и Херцеговине. Федерално министарство околиша и туризма БиХ, Сарајево, 164.
- [26] Rodwell J. S., Schaminee J. H. J., Mucina L., Pignatti S., Dring J., Moss D. 2002. The diversity of European vegetation: An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Wageningen, 168.
- [27] Брујић, Ј., (2011). Заштићена подручја, ријетке и угрожене врсте у РС и приоритети у заштити шумских генетичких ресурса. Предавања о теми “Програм очувања шумских генетичких ресурса Републике Српске”. Љубић-Хан Крам, 01-02.09.2011.
- [28] Радусин и др. (2016). Трећи национални извјештај и други двогодишњи извјештај о емисији гасова стаклене баште Босне и Херцеговине у складу с Оквирном конвенцијом Уједињених нација о климатским промјенама. Глобални фонд за животну средину (ГЕФ) и Развојни програм Уједињених нација (УНДП).
- [29] Ballian, D. (2010). Genetic diversity of forests in Bosnia and Herzegovina. *Works of the Faculty of Forestry University of Sarajevo*, (2), 1-9.
- [30] Бјелчић, Ж. (1987). Ендеми у биљном свијету Босне и Херцеговине и проблем заштите. Академија наука и умјетности БиХ. Посебна издања књига 83. Одјељење природних и математичких наука. Књига 14. Научни скуп "Заштита ендема у живом свијету Југославије".
- [31] <https://nasljedje.org/zasticena-podrucja/>
- [32] Kerckhoffs, J. (2014). A review of the effects of urban vegetation on air quality (Master's thesis). *Toxicology and Environmental Health Institute for Risk Assessment Sciences*.

- [33] Miszalski, Z., Mydlarz, J. (1990). SO₂ influence on photosynthesis of tomato plants (*Lycopersicon esculentum* L.) at different CO₂ concentrations. *Photosynthetica*, 24(1), 2-8.
- [34] Јаблановић, М., Јакшић, П., Косановић, К. (2003). *Увод у екотоксикологију*. Универзитет у Приштини, Природно-математички факултет, Косовска Митровица.
- [35] Zelitch, I. (1961). Biochemical control of stomatal opening in leaves. *Proceedings of the National Academy of sciences of the United States of America*, 47(9), 1423-1433.
- [36] Mulgrew, A., Williams, P. (2000). *Biomonitoring of air quality using plants* (13-95). WHO Collaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control, Berlin. Air Hygiene Report No. 10.
- [37] Shweta, T. (2012). Air Pollution Induced changes in Foliar Morphology of two shrub species at Indore city, India. *Research Journal of Recent Sciences*. 2(3).195–199.
- [38] Максимовић, Т., Петровић, М., Станковић, Ж. (2008). Проучавање односа броја и величине стома и интензитета транспирације код украсног грмља у парку "Петар Кочић" у Бањој Луци. СКУП 2. I Симпозијум биолога Републике Српске. Бања Лука, 10-12. 2005. *Природно-математички факултет, Бања Лука*, Зборник радова: 209-213.
- [39] Јањић, Н., Максимовић, Т., Болтић, Д. (2016). Утицај неких аерополутаната на стомин апарат дивљеог кестена (*Aesculus hippocastanum* L.) на подручју Бања Луке. III Симпозијум биолога и еколога Републике Српске, 7(1). 219-225.
- [40] Janjić, N., Hasanagić, D., Maksimović, T. (2017). Stomatal apparatus response of *Tilia cordata* (Mill.) and *Betula pendula* (Roth.) to air quality conditions in Banjaluka (Bosnia and Herzegovina). *Biologia Serbica*, 39(2), 9-16.
- [41] Јањић, Н., Максимовић, Т. (2018). Утицај аерозагађења на карактеристике стоминог и фотосинтетичког апарата врста *Tilia cordata* (Mill.) и *Tilia platyphyllos* (Scop.) на подручју града Бања Луке. Гласник Шумарског факултета Универзитета у Бањој Луци, 28, 59–70.
- [42] Maksimović, T., Plić, P., Bajić, S. (2018). Impact of Air Pollution on Vegetation in Banja Luka. *Quality of life*, 16(1-2), 33-37.
- [43] Abeyaratne, V. D. K., Peperuma, O. A. (2006). Impact of ambient air pollutants on the stomatal aperture of *Argyrea polulifolia*. *Ceylon Journal of Science*. 35(1), 9–15.
- [44] Којовић, Ј., Илић, П. (2006). *Медицински аспекти и могућности процјене ризика аерозагађења*. Зборник радова. Прва научно-стручна конференција са међународним учешћем „Заштита ваздуха и здравље”, Бања Лука, 20-21. април 2006, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука, 19-29.
- [45] Karatzas, K. (2001). Some historical aspects of urban air quality management. In *The Third International Conference on Urban Air Quality and Fifth Saturn Workshop. Measurement, Modelling and Management* (19-23).
- [46] Рожаја, Д., Јаблановић, М. (1980). Загађивање и заштита животне средине. *Завод за уџбенике и наставна средства САП Косова. Приштина*.
- [47] Јаблановић, М. (1995). Биљка у загађеној средини. Универзитет у Приштини, Научна књига. Приштина.
- [48] Илић, П., Марковић, С., Јањуш, З. (2012). Историјат и извори загађења ваздуха. *Скуп* (2), 19-31.

- [49] <https://www.sutori.com/item/1930-meuse-river-valley-smog-belgium-a-weather-inversion-keeps-smoke-in-the-v>
- [50] Russell, A. G. (1991). Air pollution, components, causes and cures. *Encyclopedia of Applied Physics, 1*, 489-514.
- [51] Martilli, A. (2001). Development of an urban turbulence parameterisation for mesoscale atmospheric models. *Laurea in Fisica, Universita' degli Studi di Milano Lausanne, EPFL*.
- [52] Tyler Miller, G., Hackett, D. (2011). Photochemical and Industrial Smog, in *Living in the Environment*, 2nd ed. USA: Nelson, 20(3), 465-471.
- [53] Жарковић, Г. (1962). Превентивна медицина. Друго прерађено и допуњено издање. Издавачко предузеће „Веселин Маслеша”, Сарајево.
- [54] <https://steemit.com/science/@shairanada/air-pollution-photochemical-smog-and-its-adverse-effects>
- [55] <https://paulwandrews.wordpress.com/2017/11/18/the-donora-death-fog-of-1948/>
- [56] Ching, J. K. S., Lacsner, A., Byun, D., Benjey, W. (2001). Air quality modelling at neighbourhood scales to improve human exposure assessment, *Proceedings of the Urban Air Quality conference, Louraki (Greece)*.
- [57] Ђуг, S., Drešković, N. (2012). Nature protection in Bosnia and Herzegovina: state and perspectives. *Revija za geografiju, 7(1)*, 69-80.
- [58] Шобот Пешић, Ж., Стевановић Чарапина, Х., Нешкович Маркић, Д., Стојановић Бјелић, Љ., Бјелић, Б., Илић, П. (2016). *Анализа перцепције непријатних мириса са бањалучке депоније*. XI Савјетовање хемичара, технолога и еколога Републике Српске, *Теслић, Република Српска, Босна и Херцеговина, 575-581*.
- [59] Nešković Markić, D., Stevanović Čarapina, H., Vjelić, D., Stojanović Bjelić, L.J., Ilić, P., Šobot Pešić, Ž. Kikanovicz, O. (2019). Using Material Flow Analysis for Waste Management Planning. *Polish Journal of Environmental Studies, 28(1)*, 255-265.
- [60] Илић, П., Тепић, С., Ерић, Љ. (2007). Депонија комуналног отпада као извор загађења и утицај на људско здравље. *Materia Socio Medica, 19(1)*, 50-52.
- [61] https://www.eea.europa.eu/themes/air/airpollution.png/image_view_fullscreen
- [62] <https://sites.google.com/a/diastudents.com/ecosaver/the-causes/air-pollution>
- [63] Цвијан, М. (2000): Екологија загађених средина, биоиндикатори и мониторинг, скрипта I део, Универзитет у Београду, Београд.
- [64] <https://www.nps.gov/subjects/air/sources.htm>
- [65] Кастори, Р. (1995). Заштита агроекосистема. Фелтон. Нови Сад.
- [66] Којовић, Ј., Павловић, М., Гашић, М., Прерадовић, Љ., Илић, П., Тепић, С., Лакић, Н., Јочић, Л. (2006). Дјеловање аерозагађења на настајање хроничног бронхитиса код школске дјеце. *Пројекат, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука*.
- [67] Varotsos, C., Tzani, C., Cracknell, A. (2009). The enhanced deterioration of the cultural heritage monuments due to air pollution. *Environmental Science and Pollution Research, 16(5)*, 590-592.
- [68] <https://www.pca.state.mn.us/air/neighborhood-sources>
- [69] Stanisavljević, M., Janković, S., Milisavić, D., Čađo, M., Kukrić, Z., Stević, D., Kukobrat, R., Ilić, P., Meded, D., Parlinska Wojtan, M., Atlagić, S. G. (2019). Novel Nanoporous

- Carbon/Iron Oxide Catalyst for SO₂ Degradation. *Materials Today: Proceedings*, 7, 920-929.
- [70] Ilić, P., Božić, J., Ilić, S. (2018). Microbiological Air Contamination in Hospital. *International Journals of Sciences and High Technologies*, 7(2), 183-191.
- [71] Božić, J., Ilić, P., Ilić S. (2019). Indoor Air Quality in the Hospital: The Influence of Heating, Ventilating and Conditioning Systems. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 62(1-4).
- [72] Stojanović Bjelić, LJ, Ilić, P., Farooqi, Z. U. R. (2020). Indoor Microbiological air Pollution in the Hospital. *Quality of Life*, 11(1-2), 5-10.
- [73] Ilić, P., Markić, D. N., Farooqi, Z. U. R. (2020). Harmful Chemicals in the Work Environment. *Quality of Life*, 11(1-2), 40-46.
- [74] Heikkinen, M. S. A., Hjelmroos-Koski, M. K., Haggblom, M. M., Macher, J. M. (2005). Bioaerosols. In: Ruzer LS, Harley NH, Editors. *Aerosols Handbook*. Boca Raton: CRC Press, 291-342.
- [75] Majstorović, A., Todić, M., Ilić, P., Erić, L., Vukajlović, D., Čulibrk, B. (2018). The impact of environmental parameters and maintenance on the compressed medical air quality. *Annals of the Faculty of Engineering Hunedoara*, 16(3), 209-216.
- [76] <https://www.meteorologos.rs/vulkani-i-njihov-uticaj-na-tok-istorije/>
- [77] <https://kenkouwater.com/r?q=%E0%A4%A7%E0%A5%82%E0%A4%B2&t=hr>
- [78] <https://inhabitat.com/wildfires-in-siberia-are-emitting-enough-carbon-to-harm-the-entire-planet/>
- [79] <https://www.express.co.uk/news/science/1169011/Amazon-rainforest-fires-NASA-satellite-images-Brazil-Amazon-fire-INPE-space-agency>
- [80] <https://ba.voanews.com/a/pozari-u-amazoniji-neistine-poluistine-i-%C5%A1ta-je-tacno-/5065911.html>
- [81] <https://www.thesun.co.uk/news/9794158/amazon-rainforest-fire-nasa-pic-wildfires-brazil-40000-troops/>
- [82] Livesley, S. J., McPherson, E. G., Calfapietra, C. (2016). The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of environmental quality*, 45(1), 119-124.
- [83] Garrec, J. P. (2019). What is the impact of air pollutants on vegetation?, *Encyclopedia of the Environment*, www.encyclopedie-environnement.org/en/life/impact-air-pollutants-on-vegetation.
- [84] Rose, W. I., Durant, A. J. (2009). El Chichón volcano, April 4, 1982: volcanic cloud history and fine ash fallout. *Natural hazards*, 51(2), 363-374.
- [85] Марковић, Д. А., Ђармати, Ш. А., Гржегић, И. А., Веселиновић, Д. С. (1996). Физичкохемијски основи заштите животне средине, Извори загађивања, последице и заштита. Београд: Универзитет у Београду.
- [86] Тепић, С., Илић, П. (2006). Преглед алергијских биљака у љековитој флори НП „Сутјеска”. *Зборник радова, Међународна научна конференција „Газдовање шумским екосистемима националних паркова и других заштићених подручја”, Јахорина-Тјентиште*, 163-169.
- [87] Тепић, С., Илић, П. (2006-1). Преглед алергених врста биљака на подручју општине Билећа као извора аерозагађења. *Зборник радова, Прва научно-стручна*

- конференција са међународним учешћем „Заштита ваздуха и здравље”, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука, 251-260.
- [88] Радишић, П., Пејак, Т., Шикопарија, Б., Шимић, С. (2006). Загађивање животне средине алергеним аерополеном. *Зборник радова, Прва научно-стручна конференција са међународним учешћем „Заштита ваздуха и здравље”, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука, 245-250.*
- [89] Миленковић, С. (2007). Полен у урбаном подручју. *ЕкоИст' 07, Еколошка Истина/Ecological Truth, Сокобања.*
- [90] <https://www.bancodasaude.com/noticias/niveis-de-polen-muito-elevados-no-continente-na-proxima-semana/>
- [91] <https://mojkontakt.com/blog/2015/08/10/banja-luka-prve-bitke-u-ratu-protiv-ambrozije/>
- [92] Митровић-Јосиповић, М., Дедијер, А. (2005). Алергени полен у ваздуху. *Биљни лекар, 33(4), 441-446.*
- [93] Babić, G., Ćurković, B., Trkulja, V. (2015). Seasonal dynamic analysis of aeroallergenic pollen of birch, alder and hazel in Banja Luka (B&H) during 2008-2014. In: *Sixth International Scientific Agricultural Symposium-AgroSYM 2015, Jahorina, Bosnia and Herzegovina, October 15-18, 2015. Book of Proceedings (1242-1247).* University of East Sarajevo.
- [94] Амићић, Л. (2020). Очување биодиверзитета. Универзитет Сингидунум.
- [95] Seiler, A. (2001). Ecological effects of roads: a review. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. Introductory Research Essay No 9 Department of Conservation Biology SLU.
- [96] Rafferty, J. P (2019). Biodiversity loss. Encyclopaedia Britannica. Inc. <https://www.britannica.com/science/biodiversity-loss> ACCESS DATE: April 18, 2020.
- [97] Илић, П., Бајић, С., Рачић Милишић, С., Илић, С., Митрић, В., Дамјановић, Н. (2016). План заштите природе града Бања Лука. ЈНУ Институт за заштиту и екологију Републике Српске, Бања Лука.
- [98] ЛЕАП Бања Лука (2015). Локални еколошки акциони план (ЛЕАП) за град Бању Луку за период 2016-2021. године. Град Бања Лука.
- [99] Илић, П., Пајевић, С., Максимовић, Т., Матавуљ, М. (2008). Улога акватичних макрофита у мониторингу и акумулацији макронутријената (N, P, K) и натријума (Na) на локалитетима банатске дионице канала Дунав-Тиса-Дунав (ДТД), *Скуп П, 191-199.*
- [100] Илић, П., Пајевић, С., Матавуљ, М., Максимовић, Т., Тепић, С. (2006). Концентрације неких макронутријената и Na у ткиву врсте *Ceratophyllum demersum* на подручју Бачке. *Зборник радова "Екологија, здравље, рад, спорт" 3, 4, 5, Први међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт”, Бања Лука, 19-23. јун 2006, Бања Лука, 94-97.*
- [101] <https://steemit.com/health/@sohailahmed/health-concerns-air-pollution-need-of-preventive-measures-56a3f7ff8b149>
- [102] <https://www.conserve-energy-future.com/causes-effects-and-solutions-to-eutrophication.php>
- [103] Swearingen, J., Slattery, B., Reshetiloff, K., Zwicker, S. (2010). *Plant Invaders of Mid-Atlantic Natural Areas*, 4th ed. National Park Service and U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC, 168.

- [104] <https://helpsavenature.com/acid-rain-solutions>
- [105] <https://www.thoughtco.com/acid-rain-overview-and-prevention-3878348>
- [106] <https://www.britannica.com/explore/savingearth/wp-content/uploads/sites/4/2019/03/acid-rain-hero.jpg>
- [107] Govindaparyari, H., Leleeka, M., Nivedita, M., Uniyal, P. L. (2010). Bryophytes: indicators and monitoring agents of pollution. *NeBIO*, 1(1), 35-41.
- [108] Sant'Anna-Santos, B. F., Azevedo, A. A., Alves, T. G., Campos, N. V., Oliva, M. A., Valente, V. M. M. (2014). Effects of emissions from an aluminium smelter in a tree tropical species sensitive to fluoride. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(1), 1817.
- [109] WHO (2006). Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphure dioxide. Global update 2005. World health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- [110] Somers, C. M., McCarry, B. E., Malek, F., Quinn, J. S. (2004). Reduction of particulate air pollution lowers the risk of heritable mutations in mice. *Science*, 304(5673), 1008-1010.
- [111] Klánová, J., Kohoutek, J., Kostrouňová, R., Holoubek, I. (2007). Are the residents of former Yugoslavia still exposed to elevated PCB levels due to the Balkan wars?: Part 1: air sampling in Croatia, Serbia, Bosnia and Herzegovina. *Environment international*, 33(6), 719-726.
- [112] Kosiba, P. (2008). Variability of morphometric leaf traits in small-leaved linden [*Tilia cordata* Mill.] under the influence of air pollution. *Acta societatis botanicorum poloniae*, 77(2), 125-137.
- [113] CAFS, 2015. The "Cleaner Air for Scotland-Road to a Healthier Future" (CAFS) strategy was published by Scottish Government in November 2015. Environment and Forestry Directorate
- [114] <http://www.apis.ac.uk/>
- [115] <https://www.everythingconnects.org/air-pollution.html#humanhealth>
- [116] Илић, П., Лакић., Н., Тубин, Б., Јањуш, З. (2008). Праћење сумпор-диоксида на локалитету Центар у Бањој Луци. *Други међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт”, Бања Лука, Бања Лука.*
- [117] Илић, П., Јањуш, З. (2008). Пројена квалитета ваздуха са аспекта присуства сумпор-диоксида. *Зборник радова, Научно-стручни скуп са међународним учешћем „Савремене технологије за одрживи развој градова”, Бања Лука, 14-15. новембар 2008, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука, 281-290.*
- [118] Илић, П. (2009). Контрола квалитета и истраживање утицаја загађења ваздуха у функцији заштите и унапређења животне средине у Бањој Луци. *Докторска дисертација, АЦИМСИ, Универзитет у Новом Саду, 2009.*
- [119] Илић, П., Прерадовић, Ј., Дејановић, Р., Марковић, С., Јањуш, З. (2010). Употреба факторске анализе при мониторингу загађења ваздуха и метеоролошким параметрима, *Зборник радова, 54. Конференције за ЕТРАН, Доњи Милановац, РТ5.5-1-4*
- [120] Илић, П., Јањуш, З., Стојановић, Ј. (2008). Национална регулатива о квалитету ваздуха у Републици Српској. *Други међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт”, Бања Лука.*
- [121] Илић, П., Марковић, С., Јањуш, З. (2009). Загађивање ваздуха и утицај на екосистеме и вегетацију. *Зборник радова, Међународна конференција „Валоризација и очување*

- потенцијала Подунавља”, Бања Лука, Министарство трговине и туризма Републике Српске и Међународно удружење научних радника - AIS, Бања Лука, 168-182.
- [122] Córdoba, P. (2015). Status of Flue Gas Desulphurisation (FGD) systems from coal-fired power plants: Overview of the physico-chemical control processes of wet limestone FGDs. *Fuel*, 144, 274-286.
- [123] Srivastava, R. K., Jozewicz, W. (2001). Flue gas desulfurization: the state of the art. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51(12), 1676-1688.
- [124] Крстић, Б., Ољача, Р., Станковић, Ж. (2008). Екофизиологија биљака. Механизми адаптација биљака на неповољне чиниоце. Пољопривредни факултет Универзитета у Бањој Луци. Природно-математички факултет Универзитета у Новом Саду.
- [125] <https://wimastergardener.org/article/european-larch-larix-decidua/>
- [126] Nelson, S., Sewake, K. (2008). Volcanic emissions injury to plant foliage. *Plant Disease*, 47, 1-11
- [127] Yu, M. H., Tsunoda, H., Tsunoda, M. (2016). *Environmental toxicology: biological and health effects of pollutants*. CRC Press. Taylor & Francis Group, New York.
- [128] Dimitrova, I., Yurukova, L. (2005). Bioindication of anthropogenic pollution with *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae): metal accumulation, morphological and stomatal leaf characteristics. *Phytologia Balcanica*, 11(1), 89-96.
- [129] <https://www.missouribotanicalgarden.org/gardens-gardening/your-garden/help-for-the-home-gardener/advice-tips-resources/pests-and-problems/environmental/sulfur-dioxide.aspx>
- [130] Keller T (1976). Auswirkungen niedriger SO₂-Konzentrationen auf junge Fichten. Schweiz Z Forstwes 127: 237-251
- [131] Ољача, Р., Говедар, З., Хркић, З. (2008). Ефекти аерозагађења на учешће стома на листовима испитиваних врста дивљег кестена и брезе у условима Бања Луке. *Гласник Шумарског факултета Београд*, 98, 155-225.
- [132] Јанјич, Н., Максимовић, Т. (2018). An impact of air pollution on characteristics of stoma and photosynthetic apparatus of *Tilia cordata* Mill. and *Tilia platyphyllos* Scop. on Banja Luka area. *Bulletin of the Faculty of Forestry, University of Banja Luka*, 28, 59-70.
- [133] Јањић, Н., Хасанагић, Д. (2017). Физиолошки одговор биљака. М: Метаболички одговор дрвенастих биљака на еколошке услове у урбаним срединама. (Кукавица, Б., Топали-Тривуновић, Ј., Хасанагић, Д., Кукрић, З., Јањић, Н., Савић, А., Самелак, И.) Природно-математички факултет. Универзитет у Бањој Луци, 73-153.
- [134] Hawksworth, D. L., Rose, F. (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*, 227(5254), 145-148.
- [135] Rose, C. I., Hawksworth, D. L. (1981). Lichen recolonization in London's cleaner air. *Nature*, 289(5795), 289-292.
- [136] Cheng, M., Jiang, H., Guo, Z. (2012). Evaluation of long-term tropospheric NO₂ columns and the effect of different ecosystem in Yangtze River Delta. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1045-1056.
- [137] Ilić, P., Preradović, Lj. (2009). Simulation of pollution, i.e. modelling levels of nitrogen dioxide and meteorological parameters. *grkg/Humankybernetik*, 50(3), 146-150.

- [138] RoTAP (2012). Review of Transboundary Air Pollution: Acidification, Eutrophication, Ground Level Ozone and Heavy Metals in the UK: *Summary for Policy Makers*. Centre for Ecology & Hydrology.
- [139] Прерадовић, Љ., Илић, П., Марковић, С., Јањуш, З. (2010). Функционалне зависности загађења ваздуха и азот-диоксида – могућност примјене *data mining*-а, *Зборник радова, 54. конференција за ЕТРАН, Доњи Милановац, VI.2.3-1-4*
- [140] Ерић, Љ., Тепић, С., Илић, П., Рачић-Милишић, С., Тубин, Б. (2008). Присуство NO₂ и NO_x на локалитету Центар у Бањој Луци. 5. симпозијум „Хемија и заштита животне средине” са међународним учешћем. Тара, Српско хемијско друштво. Београд.
- [141] Илић, П., Поповић, З., Gotovac-Atlagić, S. (2019). Effects of meteorological variables on nitrogen dioxide variation. *Archives for Technical Sciences*, 20(1), 65-72.
- [142] WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe. World Health Organization Regional Office for Europe. Copenhagen. *WHO Regional Publications, European Series, No. 91*. Second Edition.
- [143] Уредба о вриједностима квалитета ваздуха („Службени гласник Републике Српске”, бр. 124/12).
- [144] Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science* 287: 1770–1774.
- [145] Hindawi, I. J. (1970). Air pollution injury to vegetation, *AP-71*. United States Department of Health, Education, and Welfare, Raleigh, NC.
- [146] Станковић, Ж. (2010). Физиологија биљака. Државни универзитет у Новом Пазару. Нови Пазар.
- [147] Elkiey, T., & Ormrod, D. P. (1981). Absorption of ozone, sulphur dioxide, and nitrogen dioxide by petunia plants. *Environmental and Experimental Botany*, 21(1), 63-70.
- [148] ENVIS Centre on Plants and Pollution. CSIR-National Botanical Research Institute, Lucknow. http://www.nbrienvic.nic.in/Database/Nitrogenoxide_2039.aspx?format=Print
- [149] Dohmen, G. P., McNeill, S., Bell, J. N. B. (1984). Air pollution increases *Aphis fabae* pest potential. *Nature*, 307(5946), 52-53.
- [150] Мокрањац, М. (2001). Токсиколошка хемија. *Универзитет у Београду*.
- [151] Ункашевић, М. (1998). Основне карактеристике концентрације озона и неопходност његовог мерења у атмосфери изнад Београда. *ECOLOGICA*, 5(1), 27-31.
- [152] Paoletti, E. (2006). Impact of ozone on Mediterranean forests: a review. *Environmental Pollution*, 144(2), 463-474.
- [153] Lin, M., Chan, I. N., Chan, C. Y., Wang, X. M., Dong, H. Y. (2011). Emerging Air Pollution Issues in Changing Pearl River Delta of South China. *The Impact of Air Pollution on Health, Economy, Environment and Agricultural Sources*, 199-214, Publisher: InTech.
- [154] Илић, П., Поповић, З., & Markić, D. N. (2020). Assessment of meteorological effects and ozone variation in urban area. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 27(3), 373-385.
- [155] IPCC (2007). *Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC, Climate Change 2007: The Physical Science Basis* (Cambridge Univ Press, Cambridge, UK).
- [156] Volz, A., Kley, D. (1988). Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century. *Nature*, 332(6161), 240-242.

- [157] Vingarzan, R. (2004). A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric environment*, 38(21), 3431-3442.
- [158] Derwent, R. G., Manning, A. J., Simmonds, P. G., Spain, T. G., O'Doherty, S. (2013). Analysis and interpretation of 25 years of ozone observations at the Mace Head Atmospheric Research Station on the Atlantic Ocean coast of Ireland from 1987 to 2012. *Atmospheric Environment*, 80, 361-368.
- [159] Sicard, P., Agathokleous, E., Araminiene, V., Carrari, E., Hoshika, Y., De Marco, A., Paoletti, E. (2018). Should we see urban trees as effective solutions to reduce increasing ozone levels in cities?. *Environmental Pollution*, 243, 163-176.
- [160] Sanz, M. J., Sanchez, G., Calatayud, V., Gallego, M. T., Cervero, J. (2001). La contaminación atmosférica de los bosques: Guía para la indentificación de los daños visibles causados por ozono. *Organismo Autonomo de Parques Nacionales, Madrid*, 163.
- [161] <http://www.apis.ac.uk/plant-effects-gallery>
- [162] Pscheidt, J. W., and Ocamb, C. M. (Senior Eds.). 2020 Pacific Northwest Plant Disease Management Handbook. © Oregon State University. <https://pnwhandbooks.org>.
- [163] <https://extension.umd.edu/learn/air-pollution-effects-vegetables>
- [164] Noegle, I. (1974): Effects of Pollution on Plants (In: Industrial Pollution n.Y. sax Ed.). *Van Nostrand Reinhold Company*.
- [165] <https://www.vfa-solutions.com/en/particulate-matter-how-small-is-it/ž>
- [166] Van Aalst, R., Edwards, L., Pulles, T., Saeger, E. D, Tombrou, M., Tønnesen, D. (1998). Guidance report on preliminary assessment under EC air quality directives, *Technical report. No. 11. Project manager: Gabriel Kielland European Environment Agency*.
- [167] Čačković, M., Šega, K., Vadić, V., Bešlić, I., Šoljić, Z. (2001). Sezonski utjecaj na sadržaj kiselih komponenti u respirabilnoj frakciji lebdećih čestica u zraku. *Treći hrvatski znanstveno-stručni skup "Zaštita zraka01"*, 255-260.
- [168] Станковић-Никић, Д. (2003). Аерозагађење и здравље. *Министарство рада, здравља и социјалне политике Републике Србије, Београд*.
- [169] Omar, R. A., Afreen, S., Talreja, N., Chauhan, D., Ashfaq, M. (2019). Impact of nanomaterials in plant systems. In *Plant Nanobionics* (117-140). Springer, Cham.
- [170] Remédios, C., Rosário, F., Bastos, V. (2012). Environmental nanoparticles interactions with plants: morphological, physiological, and genotoxic aspects. *Journal of Botany*, Article ID 751686, 1-8.
- [171] Khan, S. (2013). Explainer: nanoparticles in air pollution. <https://theconversation.com/explainer-nanoparticles-in-air-pollution-16013>
- [172] Tan, Z. (2014). Air pollution and greenhouse gases: from basic concepts to engineering applications for air emission control. Springer, 1-499.
- [173] Илић, П., Тепић, С., Рачић-Милишић, С., Ерић, Љ., Тубин, Б. (2008). Присуство лебдећих честица до 10 µm на локалитету Центар у Бањој Луци. *5. симпозијум „Хемија и заштита животне средине” са међународним учешћем, Српско хемијско друштво, Београд*.
- [174] Илић, П., Прерадовић, Љ., Дејановић, Р, Марковић, С, Јањуш, З. (2010). Моделовање загађења ваздуха лебдећим честицама до 10 µm са метеоролошким параметрима, *Инфофест, XVII фестивал информатичких достигнућа, Зборник радова, Будва, 289-297*.

- [175] Zhang, J. J., Hu, W., Wei, F., Wu, G., Korn, L. R., Chapman, R. S. (2002). Children's respiratory morbidity prevalence in relation to air pollution in four Chinese cities. *Environmental health perspectives*, 110(9), 961-967.
- [176] Илић, П., Међед, Д., Бајић, С., Рачић-Милишић, С. Дамјановић, Н. (2020). Извјештај о мониторингу вегетације и мјерењу седиментних честица у оквиру НП Козара у широј околини каменолома „Дреновача“. Наручилац: „Arcelor Mittal Prijedor“ д.о.о. Приједор. ЈНУ Институт за заштиту и екологију Републике Српске, Бања Лука.
- [177] Kuhlbusch, T., John, A., Hugo, A., Peters, A., Klot, V. S., Cyrus, J., Wichmann, H. E., Quass, U., Bruckmann, P. (2004). Analysis and design of local air quality measurements. *Towards European Air Quality Health Effect Monitoring. Service Contract 070501/2004/389487/MAR/CI. Final Report. Germany.*
- [178] <https://www.telegraph.co.uk/science/2017/01/24/air-pollution-london-passes-levels-beijing-and-wood-burners-making/>
- [179] <https://www.sierraclub.org/planet/2017/01/lets-not-let-socals-history-smog-repeat-itself>
- [180] <https://www.majordifferences.com/2017/10/difference-between-london-smog-and-los-angeles-smog-classical-smog-vs-photochemical-smog.html#.XqfINykzaUk>
- [181] Prescott, G. J., Cohen, G. R., Elton, R. A., Fowkes, F. G., Agius, R. M. (1998). Urban air pollution and cardiopulmonary ill health: a 14.5 year time series study. *Occupational and environmental medicine*, 55(10), 697-704.
- [182] Farmer, A. M. (1993). The effects of dust on vegetation-a review. *Environmental pollution*, 79(1), 63-75.
- [183] Mohamed, M. S., Kumar, D. S. (2016). Effect of nanoparticles on plants with regard to physiological attributes. In *Plant Nanotechnology* (119-153). Springer, Cham.
- [184] Војиновић-Милорадов, М., Јакшић, Ј., Турк, М., Адамовић, Д., Холоубек, И., Кланова, Ј., Вукавић, Т. (2006). Концентрациони нивои РОП у биотском и абиотском матриксу. *Зборник радова „Екологија, здравље, рад, спорт“ 3, 4, 5. Први међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт“, Бања Лука, Бања Лука*, 111-114.
- [185] Palm, A., Cousins, I. T., Mackay, D., Tysklind, M., Metcalfe, C., & Alaee, M. (2002). Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution*, 117(2), 195-213.
- [186] Harner, T., Bartkow, M., Holoubek, I., Klanova, J., Wania, F., Gioia, R., ... & Jones, K. C. (2006). Passive air sampling for persistent organic pollutants: Introductory remarks to the special issue. *Environmental Pollution*, 144(2), 361-364.
- [187] Ђого, М. (2017). Нивои концентрација и управљање перзистентним органским полутантима у хетерогеном систему депонија комуналног отпада. Докторска дисертација. Универзитет у Новом Саду.
- [188] Јакшић, Ј., Турк, М., Војиновић-Милорадов, М., Башић, Ђ., Крајиновић, К., Вукасовић, Б., 2006. Метод активног и пасивног узорковања перзистентних органских полутаната у ваздуху. *Зборник радова, Прва научно-стручна конференција са међународним учешћем „Заштита ваздуха и здравље“, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука*, 31-37.
- [189] Forter, M. (2006). Dioxin and dioxin-like compounds in chemical landfills of the Basel chemical industry. *Organohalogen Compd*, 68, 886-889.

- [190] Heinisch, E., Kettrup, A., Bergheim, W., & Wenzel, S. (2007). Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHCs), source-oriented monitoring in aquatic media. 6. strikingly high contaminated sites. *Fresenius Environmental Bulletin*, 16(10), 1248-1273.
- [191] Wahlstrom, B. (1998). Why do we need a global POPs Treaty?. *Linkages J*, 3, 10-12.
- [192] Samaranda, C., & Gavrilesu, M. (2008). Migration and fate of persistent organic pollutants in the atmosphere-A Modeling Approach. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(6), 743-761.
- [193] Lerche, D., Van de Plassche, E., Schwegler, A., & Balk, F. (2002). Selecting chemical substances for the UN-ECE POP protocol. *Chemosphere*, 47(6), 617-630.
- [194] Minh, N. H., Minh, T. B., Kajiwara, N., Kunisue, T., Subramanian, A., Iwata, H., ... & Tuyen, B. C. (2006). Contamination by persistent organic pollutants in dumping sites of Asian developing countries: implication of emerging pollution sources. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 50(4), 474-481.
- [195] Someya, M., Ohtake, M., Kunisue, T., Subramanian, A., Takahashi, S., Chakraborty, P., ... & Tanabe, S. (2010). Persistent organic pollutants in breast milk of mothers residing around an open dumping site in Kolkata, India: specific dioxin-like PCB levels and fish as a potential source. *Environment international*, 36(1), 27-35.
- [196] Јакшић, Ј. (2006). Концентрациони нивои перзистентних органских полутаната у ваздуху генерисаних у току ратног акцидента од 1992 - '99. Магистарски рад, Универзитет у Новом Саду, Нови Сад, Србија.
- [197] Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J. M., & Jones, K. C. (2002). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners—a mass balance approach: 2. Emissions. *Science of the Total Environment*, 290(1-3), 199-224.
- [198] Gavrilesu, M. (2005). Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in life sciences*, 5(6), 497-526.
- [199] Halsall, C. (2018). Killer whales: why more than half world's orcas are threatened by leftover industrial chemicals. <https://theconversation.com/killer-whales-why-more-than-half-worlds-orcas-are-threatened-by-leftover-industrial-chemicals-104020>
- [200] https://treaties.un.org/pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-15&chapter=27#1
- [201] https://www.un.org/en/development/desa/population/migration/generalassembly/docs/globalcompact/A_CONF.151_26_Vol.I_Declaration.pdf
- [202] <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>
- [203] Lammel, G., Klánová, J., Erić, L., Ilić, P., Kohoutek, J., Kovacić, I. (2011). Sources of organochlorine pesticides in air in an urban Mediterranean environment: volatilisation from soil. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(12), 3358-3364.
- [204] Dvorščak, M., Stipičević, S., Mendaš, G., Drevenkar, V., Medunić, G., Stančić, Z., Vujević, D. (2019). Soil burden by persistent organochlorine compounds in the vicinity of a coal-fired power plant in Croatia: a comparison study with an urban-industrialized area. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(23), 23707-23716.
- [205] World Health Organization (2016). Safety evaluation of certain food additives and contaminants, Supplement 1: Non-dioxin-like polychlorinated biphenyls. WHO food additives series: 71-S1 Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA).

- [206] Huang, J., Amuzu-Sefordzi, B., Li, M. (2015). Heavy metals and polychlorinated biphenyls (PCBs) sedimentation in the Lianhua Mountain Reservoir, Pearl River Delta, China. *Environmental monitoring and assessment*, 187(5), 254.
- [207] Kakareka S., Kukharhychk T. Sources of polychlorinated biphenyls emissions EMEP/CORINAIR Guidebook, 2005.
- [208] Zhang, J. Y., Qiu, L. M., Jia, H. E., Yuan, L. I. A. O., Luo, Y. M. (2007). Occurrence and congeners specific of polychlorinated biphenyls in agricultural soils from Southern Jiangsu, China. *Journal of environmental sciences*, 19(3), 338-342.
- [209] Шкрбић Б. (2003). Полихлоровани бифенили. *Универзитет у Новом Саду, Технолошко факултет, Нови Сад*.
- [210] Ерић, Љ., Тепић, С., Илић, П., (2006). Диоксини у животној средини. *Зборник радова, "Екологија, здравље, рад, спорт" 1, 2, Први међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт”, Бања Лука*, 178-181.
- [211] Kožul, D., Herceg-Romanić, S. (2009). Analiza polikloriranih dibenzo-p-dioksina i polikloriranih dibenzofurana u tlu i sedimentu. *Arhiv za higijenu rada i toksikologiju*, 60(2), 243-257.
- [212] Илић, С., Митрић, В., Илић, И., Skeјовић-Хурић, Н. (2013). Инвентар диоксина и фурана у складу са одредбама Стокхолмске конвенције. *Научно-стручна конференција „Заштита животне средине између науке и праксе - стање и перспективе”, ЈНУ Институт за заштиту и екологију Републике Српске, Бања Лука*, 265-273.
- [213] Maliszewska-Kordybach, B., Smreczak, B., Klimkowicz-Pawlas, A. (2013). The levels and composition of persistent organic pollutants in alluvial agriculture soils affected by flooding. *Environmental monitoring and assessment*, 185(12), 9935-9948.
- [214] Vane, C. H., Kim, A. W., Beriro, D. J., Cave, M. R., Knights, K., Moss-Hayes, V., Nathanail, P. C. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) in urban soils of Greater London, UK. *Applied Geochemistry*, 51, 303-314.
- [215] Choi, J. Y., Yang, D. B., Hong, G. H., Kim, K., Shin, K. H. (2016). Ecological and human health risk from polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in bivalves of Cheonsu Bay, Korea. *Environmental Engineering Research*, 21(4), 373-383.
- [216] Dumanoglu, Y., Gaga, E. O., Gungormus, E., Sofuoglu, S. C., Odabasi, M. (2017). Spatial and seasonal variations, sources, air-soil exchange, and carcinogenic risk assessment for PAHs and PCBs in air and soil of Kutahya, Turkey, the province of thermal power plants. *Science of the Total Environment*, 580, 920-935.
- [217] Tu, C., Ma, L., Guo, P., Song, F., Teng, Y., Zhang, H., Luo, Y. (2017). Rhizoremediation of a dioxin-like PCB polluted soil by alfalfa: Dynamic characterization at temporal and spatial scale. *Chemosphere*, 189, 517-524.
- [218] Omar, W. A., Mahmoud, H. M. (2017). Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs) and trace metals in River Nile up-and downstream of a densely populated area. *Environmental geochemistry and health*, 39(1), 125-137.
- [219] Kim, A. W., Vane, C. H., Moss-Hayes, V. L., Beriro, D. J., Nathanail, C. P., Fordyce, F. M., Everett, P. A. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in urban soils of Glasgow, UK. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 108(2-3), 231-247.

- [220] Škrbić, B. D., Antić, I., Yaşın, J. (2019). Levels and risk assessment of selected persistent organic compounds in dust samples from Tianjin, China. *Acta Periodica Technologica*, (50), 295-303.
- [221] Oliveira, C., Pio, C., Alves, C., Evtergina, M., Santos, P., Gonçalves, V., Nunes, T., Silvestre, A. J. D., Palmgren, F., Wählén, P., Harrad, S. (2007). Seasonal distribution of polar organic compounds in the urban atmosphere of two large cities from the North and South of Europe. *Atmospheric Environment*, 41(27), 5555-5570.
- [222] Gašić, B., MacLeod, M., Klanova, J., Scheringer, M., Ilić, P., Lammel, G., Pajovic, A., Breivik, K., Holoubek, I., Hungerbühler, K. (2010). Quantification of sources of PCBs to the atmosphere in urban areas: A comparison of cities in North America, Western Europe and former Yugoslavia. *Environmental Pollution*, 158(10), 3230-3235.
- [223] Ilić, P., Nišić, T., Ilić, S., Stojanović Bjelić, L. (2020). Identifying New 'Hotspot' Heavy Metal Contamination in Industrial Zone Soil. *Polish Journal of Environmental Studies*, 29(4), 2987-2993.
- [224] Ilić, P., Nišić, T., Farooqi, Z. U. R. (2021). Occurrence of Specific Polychlorinated Biphenyls Congeners in an Industrial Zone. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(1), 635-643.
- [225] Bosveld, A. T. C., Berg, M. V. D. (1994). Effects of polychlorinated biphenyls, dibenzo-p-dioxins, and dibenzofurans on fish-eating birds. *Environmental Reviews*, 2(2), 147-166.
- [226] Delzell, E., Doull, J., Giesy, J., Mackay, D., Munro, I., Williams, G. (1994). Interpretive review of the potential adverse effects of chlorinated organic chemicals on human health and the environment. *Regulatory toxicology and pharmacology (USA)*, 1-1056.
- [227] <https://www.epa.gov/ge-housatonic/understanding-pcb-risks-ge-pittsfieldhousatonic-river-site#main-content> Understanding PCB Risks at the GE-Pittsfield/Housatonic River Site
- [228] Богдановић, С., Гржетић, И. (2005). JUGOLEX GLOSAR. *REC-Канцеларија у Србији и Црној Гори и RAMBOLL-NATURA AB Stocholm. Нови Сад.*
- [229] Ilić, P., Nešković Markić, D., Stojanović Bjelić, L.J., Farooqi, Z. U. R. (2019). Dispersion Modeling of Accidental Releases of Propane Gas. *Quality of Life*, 10(1-2), 41-46.
- [230] Houghton, E. (1996). *Climate change 1995: The science of climate change: contribution of working group I to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Vol. 2). Cambridge University Press.
- [231] Gibson, J. L., Whipker, B. E., Blankenship, S., Boyette, M., Creswell, T., Miles, J., Peet, M. (2000). Ethylene: sources, symptoms, and prevention for greenhouse crops. *Bulletin*, 530.
- [232] <http://www.hort.cornell.edu/mattson/leatherwood/>
- [233] Lammel, G., Klánová, J., Ilić, P., Kohoutek, J., Gasić, B., Kovacić, I., Lakić, N., Radić, R. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons in air on small spatial and temporal scales—I. Levels and variabilities. *Atmospheric Environment*, 44(38), 5015-5021.
- [234] Lamichhane, S., Krishna, K. B., Sarukkalige, R. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal by sorption: a review. *Chemosphere*, 148, 336-353.
- [235] Honda, M., Suzuki, N. (2020). Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1363.

- [236] Thiombane, M., Albanese, S., Di Bonito, M., Lima, A., Zuzolo, D., Rolandi, R., ... De Vivo, B. (2019). Source patterns and contamination level of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban and rural areas of Southern Italian soils. *Environmental geochemistry and health*, 41(2), 507-528.
- [237] Ding, Y., Huang, H., Zhang, Y., Zheng, H., Zeng, F., Chen, W., ... Qi, S. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils from Northwest Fujian, Southeast China: Spatial distribution, source apportionment, and toxicity evaluation. *Journal of Geochemical Exploration*, 195, 121-129.
- [238] Wang, D., Ma, J., Li, H., Zhang, X. (2018). Concentration and potential ecological risk of PAHs in different layers of soil in the petroleum-contaminated areas of the Loess Plateau, China. *International journal of environmental research and public health*, 15(8), 1785.
- [239] Alsbou, E., Zaitoun, M. A., Alasoufi, A. M., Al Shra'ah, A. (2019). Concentration and Source Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Street Soil of Ma'an City, Jordan. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 77(4), 619-630.
- [240] Zeng, S., Ma, J., Ren, Y., Liu, G. J., Zhang, Q., Chen, F. (2019). Assessing the Spatial Distribution of Soil PAHs and their Relationship with Anthropogenic Activities at a National Scale. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(24), 4928.
- [241] Abdel-Shafy, H. I., Mansour, M. S. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1), 107-123.
- [242] De Nicola, F., Alfani, A., Maisto, G. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in an urban area assessed by *Quercus ilex* leaves and soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(12), 7616-7623.
- [243] Guo, J., Chai, C., Ge, W., Zeng, L., Wu, J., Xiang, D., Zhang, X. (2018). Accumulation and Health Risk Assessment of PAHs in Radish. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(6), 2529-2539.
- [244] Шкрбић, Б., Ђуришић-Младеновић, Н., Цвејанов, Ј. (2006). Полициклични ароматични угљоводоници: особине, настајање, распрострањеност, регулатива. *Зборник радова, Прва научно-стручна конференција са међународним учешћем „Заштита ваздуха и здравље”, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука*, 101-108.
- [245] Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J. L. (2004). Levels of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona County, Spain. *Environmental Pollution*, 132(1), 1-11.
- [246] Wang, C., Wu, S., Zhou, S., Wang, H., Li, B., Chen, H., ... Shi, Y. (2015). Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: Concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk. *Science of the Total Environment*, 527, 375-383.
- [247] Tang, L., Tang, X. Y., Zhu, Y. G., Zheng, M. H., Miao, Q. L. (2005). Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils in Beijing, China. *Environment international*, 31(6), 822-828.
- [248] Ерић, Ј., Рачић-Миличић, С., Марковић, С., Илић, П. (2009). Испитивање присуства РАН (полицикличних ароматских угљоводоника) у земљишту услед утицаја нафтне индустрије, *Зборник радова, Научно-стручни скуп са међународним учешћем „Заштита и здравље на раду и заштита животне средине”, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука*, 841-846.

- [249] Li, J., Li, F., Liu, Q. (2017). PAHs behavior in surface water and groundwater of the Yellow River estuary: evidence from isotopes and hydrochemistry. *Chemosphere*, 178, 143-153.
- [250] Hussain, K., Hoque, R. R., Balachandran, S., Medhi, S., Idris, M. G., Rahman, M., Hussain, F. L. (2018). Monitoring and risk analysis of PAHs in the environment. In: *Handbook of Environmental Materials Management*, Hussain, C., Eds.; Publisher: Springer, Cham, 1-35.
- [251] Nizzetto, L., Lohmann, R., Gioia, R., Jahnke, A., Temme, C., Dachs, J., ... Jones, K. C. (2008). PAHs in air and seawater along a North–South Atlantic transect: trends, processes and possible sources. *Environmental science & technology*, 42(5), 1580-1585.
- [252] Edlund, S. (2001). PAH as a POP Possibilities, implications and appropriateness of regulating global emissions of Polycyclic Aromatic hydrocarbons through the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, 128. *The International Institute for Industrial Environmental Economics*.
- [253] Илић, С., Илић, П. (2011). Утицај и ефекти креозотног уља на животну средину и мере за смањење и контролу ризика. *Зборник радова, књига 1. Четврти међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт”*, Бања Лука, 498-502.
- [254] Zand, A. D., Grathwohl, P. (2016). Enhanced Immobilization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Contaminated Soil Using Forest Wood-Derived Biochar and Activated Carbon under Saturated Conditions, and the Importance of Biochar Particle Size. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(1), 427–441.
- [255] Morillo, E., Romero, A. S., Maqueda, C., Madrid, L., Ajmone-Marsan, F., Grcman, H., ... Villaverde, J. (2007). Soil pollution by PAHs in urban soils: a comparison of three European cities. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(9), 1001-1008.
- [256] Srogi, K. (2007). Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 5(4), 169-195.
- [257] Balcioglu, E. B., Çevik, F. E., Aksu, A. (2019). Source Determination and Seasonal Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Urban Soil of the Megacity Istanbul. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 1-9.
- [258] Ciarkowska, K., Gambus, F., Antonkiewicz, J., Koliopoulos, T. (2019). Polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal contents in the urban soils in southern Poland. *Chemosphere*, 229, 214-226.
- [259] Lammel, G., Klánová, J., Ilić, P., Kohoutek, J., Gasić, B., Kovacić, I., Škrdlíková, L. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons in air on small spatial and temporal scales–II. Mass size distributions and gas-particle partitioning. *Atmospheric Environment*, 44(38), 5022-5027.
- [260] Ilić, P., Nišić, T., Farooqi, Z. U. R. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Contamination of Soil in an Industrial Zone and Evaluation of Pollution Sources. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(1), 635–643.
- [261] Ilić, P., Nešković Markić, D., Stojanović Bjelić, L.J., & Farooqi, Z. U. R. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Different Layers of Soil and Groundwater-Evaluation of Levels of Pollution and Sources of Contamination. *Polish Journal of Environmental Studies*, 30(2), 1191–1201.
- [262] Alves, W. S., Manoel, E. A., Santos, N. S., Nunes, R. O., Domiciano, G. C., Soares, M. R. (2017). Detection of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Medicago sativa* L. by fluorescence microscopy. *Micron*, 95, 23-30.

- [263] Boesch, D. F., Hershner, C. H., Milgram, J. H. (1974). *Oil spills and the marine environment*. Ballinger Publishing Company. Cambridge, MA. 114.
- [264] Singh, H. B., Zimmerman, P. B. (1992). Atmospheric distribution and sources of nonmethane hydrocarbons. In: *Gaseous pollutants: Characterization and cycling*, 177-235.
- [265] Connell, D. W., Miller, G. J. (1984). *Chemistry and ecotoxicology of pollution* (Vol. 65). John Wiley & Sons, New York, 228.
- [266] Rochkind, M., Blackburn, J. W., Sayler, G.S. (1986). *Microbial decomposition of chlorinated hydrocarbon*. EPA-600/2-86-090. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.
- [267] Manahan, S. E. (1991). *Environmental chemistry*, 5th ed. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- [268] Kauss, P. B., Hutchinson, T. C. (1975). The effects of water-soluble petroleum components on the growth of *Chlorella vulgaris* Beijerinck. *Environmental Pollution* (1970), 9(3), 157-174.
- [269] Evans, P. J., Mang, D. T., Young, L. Y. (1991). Degradation of toluene and m-xylene and transformation of o-xylene by denitrifying enrichment cultures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57(2), 450-454.
- [270] Worsey, M. J., Williams, P. A. (1975). Metabolism of toluene and xylenes by *Pseudomonas* (putida (arvilla) mt-2: evidence for a new function of the TOL plasmid. *Journal of Bacteriology*, 124(1), 7-13.
- [271] Huang, X., Song, Y., Li, M., Li, J., Huo, Q., Cai, X., ... & Zhang, H. (2012). A high-resolution ammonia emission inventory in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(1), GB1030.
- [272] Pitcairn, C. E. R., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Sutton, M. A., Fowler, D., Munro, R. C., Tang, S., Wilson, D. (1998). The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environmental pollution*, 102(1), 41-48.
- [273] Krupa, S. V. (2003). Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental pollution*, 124(2), 179-221.
- [274] Sheppard, L. J., Leith, I. D., Crossley, A., Van Dijk, N., Fowler, D., Sutton, M. A., Woods, C. (2008). Stress responses of *Calluna vulgaris* to reduced and oxidised N applied under 'real world conditions'. *Environmental Pollution*, 154(3), 404-413.
- [275] Van den Berg, L. J. L., Peters, C. J. H., Ashmore, M. R., Roelofs, J. G. M. (2008). Reduced nitrogen has a greater effect than oxidised nitrogen on dry heathland vegetation. *Environmental Pollution*, 154(3), 359-369.
- [276] Wiedermann, M. M., Gunnarsson, U., Nilsson, M. B., Nordin, A., Ericson, L. (2009). Can small-scale experiments predict ecosystem responses? An example from peatlands. *Oikos*, 118(3), 449-456.
- [277] Bobbink, R., Hettelingh, J. P. (2010). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. In *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout* (Vol. 2325).
- [278] Sutton, M. A., Dragosits, U., Tang, Y. S., Fowler, D. (2000). Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK. *Atmospheric Environment*, 34(6), 855-869.
- [279] Wilson, L. J., Bacon, P. J., Bull, J., Dragosits, U., Blackall, T. D., Dunn, T. E., Hamer, K. C., Wanless, S. (2004). Modelling the spatial distribution of ammonia emissions from seabirds in the UK. *Environmental Pollution*, 131(2), 173-185.

- [280] Asman, W. A., Sutton, M. A., SchjØrring, J. K. (1998). Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *The New Phytologist*, 139(1), 27-48.
- [281] Fowler, D., Sutton, M. A., Smith, R. I., Pitcairn, C. E. R., Coyle, M., Campbell, G., Stedman, J. (1998). Regional mass budgets of oxidized and reduced nitrogen and their relative contribution to the nitrogen inputs of sensitive ecosystems. *Environmental Pollution*, 102(1), 337-342.
- [282] Pearson, J., Stewart, G. R. (1993). The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New phytologist*, 125(2), 283-305.
- [283] Sutton, M. A., Milford, C., Dragosits, U., Place, C. J., Singles, R. J., Smith, R. I., ... Ross, C. (1998). Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: quantifying local budgets and spatial variability. *Environmental Pollution*, 102(1), 349-361.
- [284] Larcher, W. (2003). *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer Science & Business Media, Berlin, 506 p.
- [285] Van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H., Van Dobben, H. F. (1991). Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, 40(4), 281-296.
- [286] Pérez-Soba, M., Dueck, T. A., Puppi, G., & Kuiper, P. J. (1995). Interactions of elevated CO₂, NH₃ and O₃ on mycorrhizal infection, gas exchange and N metabolism in saplings of Scots pine. *Plant and Soil*, 176(1), 107-116.
- [287] Van Herk, C. M. (2001). Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. *The lichenologist*, 33(5), 419-442.
- [288] Wolseley, P. A., James, P. W., Theobald, M. R., Sutton, M. A. (2006). Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. *The Lichenologist*, 38(2), 161-176.
- [289] Sheppard, L. J., Leith, I. D., Crossley, A. (2004). Effects of enhanced N deposition on *Cladonia portentosa*; Results from a field manipulation study. In *Lichens in a Changing Pollution Environment, English Nature Workshop (eds Wolseley P, Lambley P)*, 51-62.
- [290] Pitcairn, C., Fowler, D., Leith, I., Sheppard, L., Tang, S., Sutton, M., Famulari, D. (2006). Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition. *Environmental pollution*, 144(3), 941-950.
- [291] Sheppard, L. J., Leith, I. D., Mizunuma, T., Neil Cape, J., Crossley, A., Leeson, S., ... Fowler, D. (2011). Dry deposition of ammonia gas drives species change faster than wet deposition of ammonium ions: evidence from a long-term field manipulation. *Global Change Biology*, 17(12), 3589-3607.
- [292] NAS (1971). Fluorides, biological effects of atmospheric pollutants. *US National Academy of Sciences, Washington, DC*.
- [293] Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants. Fourth Edition*. CRC Press, Taylor & Francis Group, USA.
- [294] Temple, P. J., Sun, J. E., Krause, G. H. M. (1998). Peroxyacyl nitrates (PANs) and other minor pollutants. *Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation: A Pictorial Atlas. Air and Waste Management Association, Pittsburgh*, 6-7.
- [295] Weinstein, L. H., Davison, A.W., Arndt, U. (1998). Fluoride. In: *Recognition of Air Pollutant Injury to Vegetation: A Pictorial Atlas. 2nd Edition*, 4-1 to 4-27.

- [296] Mesquita, G. L., Tanaka, F. A. O., Cantarella, H., Mattos, D. (2011). Atmospheric absorption of fluoride by cultivated species. Leaf structural changes and plant growth. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1-4), 143-156.
- [297] Cooke, J. A., Boulton, I. C., Johnson, M. S. (1996). Fluoride in small mammals. *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*. Lewis, Boca Raton, FL, USA, 473-482.
- [298] Vallero, D. A. (2008). *Fundamentals of air pollution*. Academic press.
- [299] Kannan, K., Koistinen, J., Beckmen, K., Evans, T., Gorzelany, J. F., Hansen, K. J., ... Giesy, J. P. (2001). Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals. *Environmental science & technology*, 35(8), 1593-1598.
- [300] Key, B. D., Howell, R. D., Criddle, C. S. (1997). Fluorinated organics in the biosphere. *Environmental Science & Technology*, 31(9), 2445-2454.
- [301] Ilić, P., Ilić, S., Stojanović Bjelić, L. S. (2018). Hazard Modelling of Accidental Release Chlorine Gas Using Modern Tool-Aloha Software. *Quality of Life*, 9 (1-2), 38-45.
- [302] Sikora E. J., Chappelka A. H. (2004). Air Pollution Damage to Plants. Alabama A&M and Auburn Universities. www.aces.edu/pubs/docs/A/ANR-0913/ANR-0913.pdf
- [303] <https://extension.umd.edu/hgic/topics/chlorine-toxicity>
- [304] https://www.spectrumanalytic.com/support/library/ff/Cl_Basics.htm
- [305] Javid, N., Hassani, M. (2020). Acid Rain – Formation, Effects and Control Measure. <https://forestrypedia.com/acid-rain-formation-effects-and-control-measure/>
- [306] Радић, Р. (2006). Квалитет ваздуха - киселе кише. *Зборник радова, Прва научно-стручна конференција са међународним учешћем „Заштита ваздуха и здравље”, Бања Лука, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука*, 159-165.
- [307] Балабан, М. (1997). Изучавање корелације аерозагађења, метеоролошких услова и здравствених последица код становника Бањалуке. *Магистарски рад. Медицински факултет Универзитета у Бањој Луци*.
- [308] Dignon, J., Hameed, S. (1989). Global emissions of nitrogen and sulfur oxides from 1860 to 1980. *Jарса*, 39(2), 180-186.
- [309] Кастори, Р. (1986). Физиологија биљака, Институт за ратарство и повртарство, Пољопривредни факултет, Нови Сад.
- [310] Koski-Vähälä, J., Hartikainen, H., Tallberg, P. (2001). Phosphorus mobilization from various sediment pools in response to increased pH and silicate concentration. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 546-552.
- [311] Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants Mineral Nutrition of Higher Plants 2, Academic Press, 889.
- [312] Кресовић, М., Благојевић, С. (2005). Кружење азота у природи. У: Азот, агрохемијски, агротехнички, физиолошки и еколошки аспекти (Кастори, Р, уредник). Научни институт за ратарство и повртарство, Нови Сад, 17-35.
- [313] <https://www.studyacs.com/blog-nitrogen-cycle-37.aspx>
- [314] Илић, П. (2015). Загађења и контрола квалитета ваздуха у функцији заштите животне средине, ИСБН 978-99955-41-63-7 *Независни универзитет, Бања Лука*.
- [315] agritech.tnau.ac.in
- [316] Cape, J. N. (1993). Direct damage to vegetation caused by acid rain and polluted cloud: definition of critical levels for forest trees. *Environmental Pollution*, 82(2), 167-180.

- [317] <https://www.britannica.com/plants/tree/images-videos/Internal-transport-system-in-a-tree/380>
- [318] <http://www.avril-paradise.com/effects-of-acid-rain-on-plants/best-wits-end-ecopornography-effects-of-acid-rain-on-plants/>
- [319] Huettl, R. F., Fink, S., Lutz, H. J., Poth, M., Wisniewski, J. (1990). Forest decline, nutrient supply and diagnostic fertilization in southwestern Germany and in southern California. *Forest Ecology and Management*, 30(1-4), 341-350.
- [320] Borer, C. H., Schaberg, P. G., DeHayes, D. H. (2005). Acidic mist reduces foliar membrane-associated calcium and impairs stomatal responsiveness in red spruce. *Tree Physiology*, 25(6), 673-680.
- [321] Pearce, I. S. K., Van der Wal, R. (2008). Interpreting nitrogen pollution thresholds for sensitive habitats: the importance of concentration versus dose. *Environmental Pollution-Kidlington*, 152(1), 253-256.
- [322] Ramsay, S. L., Houston, D. C. (1999). Do acid rain and calcium supply limit eggshell formation for blue tits (*Parus caeruleus*) in the UK?. *Journal of Zoology*, 247(1), 121-125.
- [323] Havas, M., Rosseland, B. O. (1995). Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: an overview. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85(1), 51-62.
- [324] Muniz, I. P. (1990). Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 97, 227-254.
- [325] Nriagu, J. O. (1979). Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279(5712), 409-411.
- [326] Memon, A. R., Aktoprakligil, D., Özdemir, A., Vertii, A. (2001). Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal of Botany*, 25(3), 111-121.
- [327] Vara Prasad, M. N., de Oliveira Freitas, H. M. (2003). Metal hyperaccumulation in plants: Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6(3), 285-321.
- [328] Nriagu, J. O., Pacyna, J. M. (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333(6169), 134-139.
- [329] Каstoreи, Р. (1993). Тешки метали и пестициди у земљишту. Институт за ратарство и повртарство, Нови Сад.
- [330] Каstoreи, Р. (1997). Тешки метали у животној средини. Научни институт за ратарство и повртарство, Нови Сад.
- [331] Pacyna, J. M., Pacyna, E. G. (2001). An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental reviews*, 9(4), 269-298.
- [332] Samet, J., Krewski, D. (2007). Health effects associated with exposure to ambient air pollution. *Journal of toxicology and environmental health, Part A*, 70(3-4), 227-242.
- [333] Costa, S., Ferreira, J., Silveira, C., Costa, C., Lopes, D.,... Paulo Teixeira, J. (2014). Integrating health on air quality assessment-review report on health risks of two major European outdoor air pollutants: PM and NO₂. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 17(6), 307-340.
- [334] Duffus, J. H. (2002). Heavy metals: a meaningless term. *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793-807.

- [335] Ali, H., & Khan, E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals'—proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 100(1), 6-19.
- [336] Mishra, S., Dubey, R. S. (2006). Heavy metal uptake and detoxification mechanisms in plants. *International Journal of Agricultural Research*, 1(2), 122-141.
- [337] Memon, A. R., & Schröder, P. (2009). Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(2), 162-175.
- [338] Hanna, W. J., Grant, C. L. (1962). Spectrochemical analysis of the foliage of certain trees and ornamentals for 23 elements. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 293-302.
- [339] Baker, A. J. M., Brooks, R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126.
- [340] Илић, П., Пајевић, С., Матавуљ, М., Тепић, С. Максимовић, Т., (2006). Специфичност акватичних макрофита у акумулацији тешких метала. *Зборник радова "Екологија, здравље, рад, спорт" 3, 4, 5, Први међународни конгрес „Екологија, здравље, рад, спорт”, Бања Лука, 19-23. јун 2006, Бања Лука, 89-93*
- [341] Ilić, P., Pajević, S., Tepić, S., (2006). The content of heavy metals in tissue of *Ceratophyllum demersum* L. from Danube-Tisza-Danube canal in Banat region of Vojvodina (Serbia and Montenegro). *Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee DanubeResearch/IAD*, Vienna, 362-365.
- [342] Galloway, J. N., Thornton, J. D., Norton, S. A., Volchok, H. L., McLean, R. A. (1982). Trace metals in atmospheric deposition: a review and assessment. *Atmospheric Environment* (1967), 16(7), 1677-1700.
- [343] Hutton, M., Symon, C. (1986). The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the UK environment from human activities. *Science of the total environment*, 57, 129-150.
- [344] Battarbee, R. W., Anderson, N. J., Appleby, P. G., Flower, R. J., Fritz, S. C., Haworth, E. Y., ... Natkanski, J. (1988). Lake acidification in the United Kingdom 1800–1986. *Ensis, London*, 66.
- [345] Nriagu, J. O. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 338(6210), 47-49.
- [346] Duce, R. A., Tindale, N. W. (1991). Atmospheric transport of iron and its deposition in the ocean. *Limnology and oceanography*, 36(8), 1715-1726.
- [347] World Health Organization (WHO) (2014). Burden of disease from the joint effects of household and ambient air pollution for 2012. Geneva, Switzerland: Public Health, Social and Environmental Determinants of Health Department.
- [348] Извјештаји о мјерењу и оцјени квалитета ваздуха у животној средини града Бања Лука (2016. и 2017). ЈНУ Институт за заштиту и екологију Републике Српске, Бања Лука.
- [349] Pinto, E., Soares, C., Couto, C. M., Almeida, A. (2015). Trace elements in ambient air at Porto metropolitan area-Checking for compliance with new European Union (EU) air quality standards. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 78(13-14), 848-859.

- [350] Uzoekwe, S. A., Ajayi, E. D. (2018). Trace metals concentration assessment in urban particulate matter in Yenagoa and its environs. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 22(1), 134-140.
- [351] González-Castanedo, Y., Moreno, T., Fernández-Camacho, R., de la Campa, A. M. S., Alastuey, A., Querol, X., de la Rosa, J. (2014). Size distribution and chemical composition of particulate matter stack emissions in and around a copper smelter. *Atmospheric environment*, 98, 271-282.
- [352] Lee, D. S., Garland, J. A., Fox, A. A. (1994). Atmospheric concentrations of trace elements in urban areas of the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, 28(16), 2691-2713.
- [353] Поповић, В. Цонић, Ј. (1997). Обољења горњих дисајних путева. У: Видаковић, А. (Уредник), *Медицина рада II. Удружење медицине рада Југославије, Београд*, 974-979.
- [354] Ginsberg, G. L. (2012). Cadmium risk assessment in relation to background risk of chronic kidney disease. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75(7), 374-390.
- [355] Булат П. (1997). Кадмијум и жива У: Видаковић А, ур. Медицина рада II. Београд: *Удружење за медицину рада Југославије*, 704-709. и 739-744.
- [356] Кастори, Р. (1998). Минерална исхрана. Фелџтон, Нови Сад, 137-235.
- [357] Lelend, H. V., Kuwabara, J. S. (1985). Trace metals. In: Rand, G. M., Petrocelli, S. R. (Eds.). *Fundamentals of aquatic toxicology*, Taylor and Francis, 374-415.
- [358] Kabata-Pendias, A. Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. Boca Raton, Fla, CRC Press.
- [359] Теодоровић, И. (2001): Индекс металозагађења, Задужбина Андрејевић, Београд.
- [360] Видаковић, А. (2000). Професионална токсикологија. *Удружење токсиколога Југославије. Београд*.
- [361] Sun, H. J., Rathinasabapathi, B., Wu, B., Luo, J., Pu, L. P., Ma, L. Q. (2014). Arsenic and selenium toxicity and their interactive effects in humans. *Environment international*, 69, 148-158.
- [362] Needleman, H. (2004). Lead poisoning. *Annu. Rev. Med.*, 55, 209-222.
- [363] Peltier, R. E., Hsu, S. I., Lall, R., Lippmann, M. (2009). Residual oil combustion: a major source of airborne nickel in New York City. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 19(6), 603-612.
- [364] Перуничкић, Б. (1997). Никл. У: Видаковић, А. (Уредник), *Медицина рада II. Удружење медицине рада Југославије, Београд*, 19-22.
- [365] www.ceh.ac.uk
- [366] Shahid, M., Khalid, S., Abbas, G., Shahid, N., Nadeem, M., Sabir, M., ... Dumat, C. (2015). Heavy metal stress and crop productivity. In *Crop production and global environmental issues* (1-25). Springer, Cham.
- [367] Hutton, M. (1982). Cd in the European community. *MARC Rep. No. 2, MARC, London*.
- [368] Hodges, L. (1973). *Environmental pollution*. Holt, Rinehart and Winston. Inc. USA.
- [369] Фугаш, М. (1997). *Заштита атмосфере* 5, 19.
- [370] Gregor, H. D., Sprange, T., and Hoenerbach, F. (1998). Critical limits and effect based approaches for heavy metals and persistent organic pollutants. Proceedings. Germany. From Conference: Workshop on critical limits and effect based approaches for heavy metals and persistent organic pollutants, Bad Harzburg (Germany), 3-7 Nov 1997.

- [371] Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. *Official Journal L 152, 11.6.2008, p. 1-44.*
- [372] Langille, W. M., MacLean, K. S. (1976). Some essential nutrient elements in forest plants as related to species, plant part, season and location. *Plant and soil, 45(1), 17-26.*
- [373] Максимовић, Т., Хасанагић, Д., Јањић, Н. (2018). Утицај никла на неке морфолошке и физиолошке показатеље младих биљака. *Скуп, 9(1), 3-12.*
- [374] Марковић, С., Илић, П., Рачић-Милишић, С., Ерић, Ј. (2009). Тешки метали у животној средини. *Зборник радова, Међународна конференција „Валоризација и очување потенцијала Подунавља”, Бања Лука, Министарство трговине и туризма Републике Српске и Међународно удружење научних радника - AIS, Бања Лука, 210-216.*
- [375] Hussain, M. B., Ali, S., Azam, A., Hina, S., Farooq, M. A., Ali, B., ... Gill, M. B. (2013). Morphological, physiological and biochemical responses of plants to nickel stress: A review. *African Journal of Agricultural Research, 8(17), 1596-1602.*
- [376] Pollard, A. J., Powell, K. D., Harper, F. A., Smith, J. A. C. (2002). The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical reviews in plant sciences, 21(6), 539-566.*
- [377] Nakazawa, R., Kameda, Y., Ito, T., Ogita, Y., Michihata, R., Takenaga, H. (2004). Selection and characterization of nickel-tolerant tobacco cells. *Biologia plantarum, 48(4), 497-502.*
- [378] Gajewska, E., Skłodowska, M., Słaba, M., Mazur, J. (2006). Effect of nickel on antioxidative enzyme activities, proline and chlorophyll contents in wheat shoots. *Biologia Plantarum, 50(4), 653-659.*
- [379] Bhalerao, S. A., Sharma, A. S., Poojari, A. C. (2015). Toxicity of nickel in plants. *International Journal of Pure and Applied Biosciences, 3(2), 345-355.*
- [380] Charest, C., Ton Phan, C. (1990). Cold acclimation of wheat (*Triticum aestivum*): Properties of enzymes involved in proline metabolism. *Physiologia Plantarum, 80(2), 159-168.*
- [381] Levitt, J. (1980). *Responses of Plants to Environmental Stresses (Physiological Ecology): Chilling, freezing, and high temperature stresses.* Academic Press. Vol 1, 497
- [382] Treshow, M. (1970). *Environment and plant response.* McGraw-Hill, New York. 422.
- [383] Ољача, Р., Хркић, З., Лукић, Д. (2009). Утицај аерозагађења на густину стома испитиваних врста дивљег кестена (*Aesculus hippocastanum* L.) и пајасена (*Ailanthus altissima* (Mill. Swingle) у условима Бања Луке. *Гласник Шумарског факултета Универзитета у Бањој Луци, 29, 15-24.*
- [384] Heck, W. W., Brandt, C. S. (1977). Effects on vegetation, in *Air Pollution*, 3rd ed., Vol. 111 (Stern, A. C., ed.), 157–229. Academic Press, New York.
- [385] Djercan, B., Bubalo-Zivkovic, M., Lukic, T., Pantelic, M., Markovic, S. (2015). Road Traffic Noise Exposure in the City of Novi Sad: Trend Analysis and Possible Solutions. *Polish Journal of Environmental Studies, 24(3), 977-986.*
- [386] Barboza, M. J., Dee, P. E., Carpenter, S. P., Roche, L. E. (1995). Prediction of traffic noise: A screening technique. *Journal of the Air & Waste Management Association, 45(9), 703-708.*
- [387] Jamrah, A., Al-Omari, A., Sharabi, R. (2006). Evaluation of traffic noise pollution in Amman, Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment, 120(1), 499-525*

- [388] Templeton, C. N., Zollinger, S. A., Brumm, H. (2016). Traffic noise drowns out great tit alarm calls. *Current Biology*, 26(22), R1173-R1174.
- [389] Bhosale, B. J., Late, A., Nalawade, P. M., Chavan, S. P., Mule, M. B. (2010). Studies on assessment of traffic noise level in Aurangabad city, India. *Noise and Health*, 12(48), 195-198.
- [390] Caciari, T., Rosati, M. V., Casale, T., Loreti, B., Sancini, A., Riservato, R., ... Tomei, G. (2013). Noise-induced hearing loss in workers exposed to urban stressors. *Science of the total environment*, 463, 302-308.
- [391] Божић, Ј., Илић, П., Стојановић Бјелић, Љ. (2018). Економски аспекти буке од градског саобраћаја: студија случаја. *EMC REVIEW - Часопис за економију*, 8(1), 134-149.
- [392] Ilić, P., Farooqi, Z. U. R., Stojanović Bjelić, LJ. (2021). Determining, Mapping and Prediction of Noise Pollution. *Indian Journal of Environmental Protection* (accepted publication).
- [393] Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise. *Official Journal L 189*, 18/07/2002, p. 0012-0026.
- [394] Јањуш, З., Богдановић, Д., Павловић, С., Чекрлија, С., Илић, П. (2015). Генератори буке у општини Котор варош. *Зборник Међународног конгреса о процесној индустрији – Процесинг*, 28(1), 270-276.
- [395] World Health Organization (2011). Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0008/136466/e94888.pdf?ua=1.
- [396] Eurostat “Urban Europe: Statistics on Cities, Towns and Suburbs”, 2016, p. 135; ([http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Proportion_of_people_who_are_satisfied_with_the_level_of_noise_in_their_city_2015_\(%C2%B9\)\(%25\)_Cities16.png](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Proportion_of_people_who_are_satisfied_with_the_level_of_noise_in_their_city_2015_(%C2%B9)(%25)_Cities16.png))
- [397] Јањуш, З., Ђеогојевић, В., Павловић, С., Чекрлија, С., Илић, П. (2015). Утицај буке саобраћаја на животну средину града Бања Лука. *Зборник међународног конгреса о процесној индустрији – Процесинг*, в. 28, б. 1, н. 264-269.
- [398] Ilić, P., Nešković Markić, D., Šobot Pešić, Ž. (2018). Analyzing and mapping noise in the city of Banja Luka (Sime Matavulja street). *Bus. Stud.*, 10(19-20), 47-53.
- [399] Ilić, P., Nešković Markić, D., Stojanović Bjelić, LJ. (2018) Measuring and mapping noise pollution in the City of Banja Luka, *Archives for Technical Sciences*, 18(1), 89-96.
- [400] Ilić, P., Nešković Markić, D., Stojanović Bjelić, LJ. (2018) Traffic noise levels in the City of Banja Luka, *Quality Of Life*, 9(1-2), 20-26.
- [401] Ilić, P., Stojanović Bjelić, L., Janjuš, Z. (2018). Noise Pollution near Health Institutions. *Quality of Life*, 9(1-2), 56-63.
- [402] Božić, J., Ilić, P., Ilić S. (2020). Noise Levels In The Modern Urban Roundabout. *Indian Journal of Environmental Protection*, 40(12), 1264-1272.
- [403] Farooqi, Z. U. R., Sabir, M., Latif, J., Aslam, Z., Ahmad, H. R., Ahmad, I., ... Ilić, P. (2020). Assessment of noise pollution and its effects on human health in industrial hub of Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 2819-2828.
- [404] Stansfeld, S., Haines, M., Brown, B. (2000). Noise and health in the urban environment. *Reviews on environmental health*, 15(1-2), 43-82.

- [405] Hunashal, R. B., Patil, Y. B. (2011). Environmental noise pollution in Kolhapur city, Maharashtra, India. *Nature, Environment and Pollution Technology*, 10(1), 39-44.
- [406] Nawaz, S.K., Hasnain, S. (2013) Occupational noise exposure may induce oxidative DNA damage. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22 (5), 1547-1551.
- [407] Barber, J. R., Crooks, K. R., Fristrup, K. M. (2010). The costs of chronic noise exposure for terrestrial organisms. *Trends in ecology & evolution*, 25(3), 180-189.
- [408] Popper, A. N., Hastings, M. C. (2009). The effects of human-generated sound on fish. *Integrative Zoology*, 4(1), 43-52.
- [409] Peris, S. J., Pescador, M. (2004). Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied acoustics*, 65(4), 357-366.
- [410] Parris, K. M., Schneider, A. (2008). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and society*, 14(1).
- [411] Јанковић Петровић, Н., Салкунић, А., Салкунић, Б. (2014). Утицај антропогене буке на птице у урбаном хабитату. Пета конференција студената индустријског инжењерства и менаџмента. Факултет инжењерских наука у Крагујевцу, Крагујевац.
- [412] Swaddle, J. P., Page, L. C. (2007). High levels of environmental noise erode pair preferences in zebra finches: implications for noise pollution. *Animal Behaviour*, 74(3), 363-368.
- [413] <https://blog.echobarrier.com/blog/this-is-how-animals-suffer-from-noise-pollution>
- [414] Мирковић, Б. (1983). Основи урбанизма - техника просторног обликовања, Грађевинска књига, Београд.
- [415] Poljak, D., Šarolić, A., Roje, V. (2002). Humaninteraction with the electromagnetic field radiatedfrom a cellular base station antennas, EMC EUROPE 2002 International Symposiumon Electromagnetic Compatibility, Volume II, Milan: AEI (965).
- [416] Poljak, D. (2003). Human Exposure to Electromagnetic Fields, WIT Press, Southampton-Boston.
- [417] Popović, Z., Ilić, P., Mirošljević, R., Gotovac-Atlagić, S. (2019). Exposure to non-ionizing radiation of area in urban zone of the Banja Luka city. *Archives for Technical Sciences*, 2019, 20(1), 81-86
- [418] <https://magazin.ba/video/strasno-upozorenje-cunami-koji-dolazi-potopice-cijeli-mediteran-61877.html>
- [419] Станковић, С., Станковић, А. (1996). Биодиверзитет и радиоекологија у условима акцидента. Зборника радова: "Чернобил, 10 година после". Будва, 4-76 јуни, 111-117.
- [420] <https://www.dw.com/cda/hr/fukushima-je-promijenila-svijet/a-15629107>
- [421] <http://www.srbija-forum.com/viewtopic.php?f=112&t=1294&start=200>
- [422] Станковић, Ж., Петровић, М., Крстић, Б., Ерић, Ж. (2006). Физиологија биљака. Природно – математички факултет, Департман за биологију и екологију. Нови Сад.
- [423] <https://magazin.ba/featured/ovo-su-posljedice-radijacije-pogledajte-kako-izgleda-voce-i-povrce-u-fukusimi-18789.html>
- [424] Preradović, L., Plić, P., Marković, S., Janjuš, Z. (2011). Meteorological parameters and pollution caused by Sulfur dioxide and their influence on construction materials and heritage. *Facta universitatis-series: Electronics and Energetics*, 24(1), 9-20.

- [425] Илић, П., Илић, С., Јањуш, З. (2013). Заштита животне средине у Републици Српској, стање и перспективе, Научно-стручна конференција „Заштита животне средине између науке и праксе - стање и перспективе“, Бања Лука, 13. децембар 2013. године, *ЈНУ Институт за заштиту и екологију Републике Српске, Бања Лука*, 21-39.
- [426] Илић, П., Илић, С., Јањуш, З. (2014). Заштита ваздуха у Републици Српској. 9. Међународно савјетовање „Ризик и безбедносни инжењеринг“, Копаоник, 01-08. 2014. године. *Висока техничка школа струковних студија, Нови Сад и Факултет техничких наука Универзитета у Новом Саду*, 183-188,
- [427] Агић, М., Heinonen, P., Houssiau, M. (2005). Упуте о мониторингу животне средине у БиХ (Приручник). *Пројекат RANSMO (EU CARDS Пројекат „Развој мониторинг система за животну средину у Босни и Херцеговини“)*.
- [428] Илић, П., Марковић, С., Јањуш, З., Рачић-Миличић, С. (2009). Значај и улога вегетације у заштити од загађења ваздуха. *Зборник радова, Научно-стручни скуп са међународним учешћем „Заштита и здравље на раду и заштита животне средине“*, Институт заштите, екологије и информатике. Бања Лука, 569-573.
- [429] <https://www.nps.gov/subjects/air/visibility.htm>
- [430] Peñuelas, J., Sardans, J., Estiarte, M., Ogaya, R., Carnicer, J., Coll, M., ... Filella, I. (2013). Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. *Global change biology*, 19(8), 2303-2338.
- [431] Willis, K. J., Bennett, K. D., Walker, D. (2004). The evolutionary legacy of the Ice Ages- Papers of a discussion meeting held at the Royal Society on 21 and 22 May 2003- Introduction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B- Biological Sciences*, 359(1442).
- [432] Ravindranath, N. H., Sathaye, J. A. (2002). Climate change and developing countries. In *Climate Change and Developing Countries* (247-265). Springer, Dordrecht.
- [433] Bin, S., Dowlatabadi, H. (2005). Consumer lifestyle approach to US energy use and the related CO₂ emissions. *Energy policy*, 33(2), 197-208.
- [434] <https://biologydictionary.net/carbon-cycle/>
- [435] <https://www.who.edu/oceanus/feature/carbon-cycle/>
- [436] Станковић, М. (2006). Екологија, животна средина и заштита. *Јачање капацитета локалних заједница за решавање проблема животне средине на принципима одрживог развоја, Текија, Кладово. Еколошко друштво "Ендемит", Амбасада Краљевине Холандије у Београду и Управа за животну средину, Министарства науке и заштите животне средине Републике Србије*.
- [437] Живановић, М. (2010). Утицај зелених површина на ваздух, климу и живот. Доступно на: <https://www.blic.rs/slobodno-vreme/nekretnine/uticaj-zelenih-povrsina-na-vazduh-klimu-i-zivot/31wjbcw>
- [438] www.plant-identification.co.uk
- [439] <https://www.nationalgeographic.rs/eko-metropola/9836-da-li-drvece-moze-da-smanji-zagadjenost-vazduha.html>
- [440] <https://www.lifegate.com/people/lifestyle/city-trees-smog-pollution>
- [441] Pajević, S., Matavulj, M., Borišev, M., Ilić, P., Krstić, B., (2006). Macrophytic nutrient and heavy metal accumulation ability as a parameter of pollutant remediation in aquatic ecosystems. *Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee DanubeResearch/IAD, Vienna*, 382-387.

- [442] Maksimović, T., Rončević, S., Kukavica, B. (2019). Seasonal dynamics of heavy metal bioaccumulation (Fe, Mn, Cu, Zn and Pb) in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in Bardača fishpond. *Kragujevac Journal of Science*, (41), 169-180.
- [443] Maksimović, T., Rončević, S., Kukavica, B. (2019). *Utricularia vulgaris* L. and *Salvinia natans* (L.) All. heavy metal (Fe, Mn, Cu, Zn and Pb) bioaccumulation specificity in the area of Bardača fishpond. *Ekológia (Bratislava)*, 38(3), 201-213.
- [444] Илић, П., Пајовић, А. (2008). Методе праћења аерозагађења, са посебним освртом на директиве Европске уније. *Зборник радова, Научно-стручни скуп са међународним учешћем „Савремене технологије за одрживи развој градова”, Бања Лука, Институт заштите, екологије и информатике, Бања Лука, 273-280.*
- [445] Giordani, P. (2007). Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution*, 146(2), 317-323.
- [446] Tretiach, M., Adamo, P., Bargagli, R., Baruffo, L., Carletti, L., Crisafulli, P., ... Pittao, E. (2007). Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas. Part I: Influence of exposure on sample vitality. *Environmental pollution*, 146(2), 380-391.
- [447] Sparrius, L. B. (2007). Response of epiphytic lichen communities to decreasing ammonia air concentrations in a moderately polluted area of The Netherlands. *Environmental Pollution*, 146(2), 375-379.
- [448] Fuga, A., Saiki, M., Marcelli, M. P., Saldiva, P. H. (2008). Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution*, 151(2), 334-340.
- [449] http://www.lichens.lastdragon.org/Xanthoria_parietina.html
- [450] <http://www.fungalpunknature.co.uk/Others/MossLichGall/ParmSaxa.html>
- [451] Poličnik, H., Simončič, P., Batič, F. (2008). Monitoring air quality with lichens: A comparison between mapping in forest sites and in open areas. *Environmental pollution*, 151(2), 395-400.
- [452] Al Sayegh-Petkovšek, S., Batič, F., Ribarič Lasnik, C. (2008). Norway spruce needles as bioindicator of air pollution in the area of influence of the Šoštanj Thermal Power Plant, Slovenia. *Environmental pollution*, 151(2), 287-291.
- [453] www.helmets.de
- [454] Loppi, S., Frati, L., Paoli, L., Bigagli, V., Rossetti, C., Bruscoli, C., Corsini, A. (2004). Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment*, 326(1), 113-122.
- [455] Kunzler, C. (2016). Urban Trees Can Save Lives By Reducing Air Pollution and Temperature. <https://actreesnews.org/featured/urban-trees-can-save-lives-by-reducing-air-pollution-and-temperature/>
- [456] Maksimović, T., Ilić, P., Bajić, S. (2018). State of Green Areas and Analysis of Coverage in the Area of Banja Luka. *Quality of life*, 16(1-2), 51-55.
- [457] https://www.nature.org/en-us/what-we-do/our-insights/perspectives/how-urban-trees-can-save-lives/?src=social.multiple.site_globalsol.cam_days-pha.link_feature.d_mar2018.info_stake
- [458] Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M., Yujuan, C. (2016). *Guidelines on urban and peri-urban forestry*. FAO.
- [459] Дошеновић, Л., Секулић, М., Давидовић, Ј. (2013). Развој објеката хортикултуре у структури урбане матрице Бањалуке. *Агрознање*, 14(3), 367-375.

- [460] Студија анализа здравственог стања дрвореда у граду Бањалука (2006). Републички завод за заштиту културно-историјског и природног наслеђа Републике Српске.
- [461] Закон о заштити ваздуха („Службени гласник Републике Српске”, бр. 124/11 и 46/17)
- [462] Просторни план Републике Српске до 2015. године и измјене и допуне до 2025. године (2008 и 2013). *Министарство за просторно уређење, грађевинарство и екологију Републике Српске и Урбанистички завод Републике Српске.*
- [463] <https://www.tiredearth.com/news/41-super-easy-ways-stop-air-pollution> 41 Super Easy Ways To Stop Air Pollution (слика на насловној страни).

CIP - Каталогизација у публикацији
Народна и универзитетска библиотека
Републике Српске, Бања Лука

