

УДК 631.4:634.7

РОЛЬ ТРОФО-МЕТАБОЛІЧНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ССАВЦІВ-ФІТОФАГІВ У ВІДНОВЛЕННІ БІОЛОГІЧНОЇ АКТИВНОСТІ ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ҐРУНТІВ

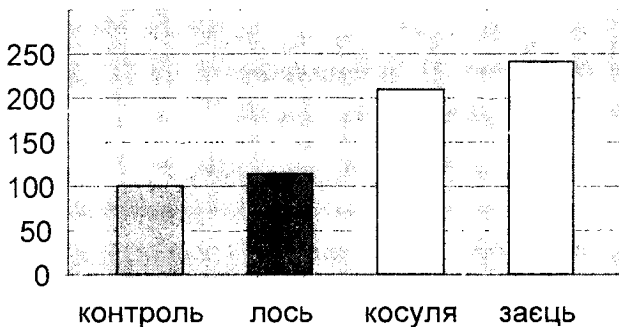
Замцова Т. А., Кірієнко С. М.

На теперішній момент діяльність людини має великий вплив на ґрунт, один із компонентів біосфери. Про стан цього компоненту та ґрунтові процеси можна судити за біологічною активністю. Біологічна активність визначається інтегрованою проявою мікробіологічної та ферментативної активності, сумарним накопиченням вільних амінокислот, ґрунтовим «диханням», впливом педозооти та рослинності. За цих умов біологічна активність є найважливішим показником ґрунтоутворення і є сумою біологічних процесів, які обумовлюють рівень родючості ґрунту [1, 2]. Будучи складовою частиною біологічної активності, ферментативна активність являє собою поліфункціональну характеристику, яка залежить від властивостей ґрунту, різноманітних факторів та відмінностей самих ферментів. За рахунок ферментативної активності відбувається процес перетворення сполук, що важко засвоюються, у легкодоступні хімічні речовини. Визначною в утворенні ферментів та інтенсифікації ферментативної активності ґрунту є діяльність мікроорганізмів [3, 4, 5, 6]. Важливими факторами рівня ферментативної активності є фізичний стан та гідротермічний режим ґрунтів [7]. Зв'язок ферментативної активності з фізичними факторами ґрунту в значній мірі пояснюються позитивним впливом функціональної діяльності ссавців [8, 9].

Трофо-метаболична діяльність (ТМД) ссавців є тим фактором, що веде до змін деяких властивостей ґрунтів. За рахунок неї збільшується їх біологічна активність, що є важливим екологічним фактором. ТМД сприяє утворенню захисних механізмів ґрунтів. Ми провели експеримент по виявленню впливу трофо-метаболичної діяльності ссавців-фітофагів на протеолітичну активність та дихання ґрунтів заплавної діброви в умовах забруднення Cd та Ni. Протеолітична активність ґрунту (ПАГ) визначалась аплікаційним методом [10]. Ступень ПАГ встановлювалась у відсотковому відношенні до інтенсивності руйнування ґрунтовими мікроорганізмами желатинового шару на фотопластинах, які поміщались в ґрунт. Фотопластили закладались на чистих (контрольних) та забруднених Cd та Ni ділянках при трьох рівнях ГДК (гранична допустима концентрація). Водночас була визначена величина ґрунтового дихання за адсорбційно-польовою методикою Карпочевського [11], що була удосконалена Пахомовим О.Є. [9]. Експерименти проводились через 1, 3 та 12 місяців після забруднення.

Внесення поллютантів до ґрунту різко знижає його протеолітичну активність. Так, Cd спричиняє зменшення ПАГ порівняно з чистим контролем в 1.20 разів (ГДК 1), в 1.57 разів (ГДК 5) та в 1.55 разів (ГДК 10). Надходження екскреторного

опаді ссавців не лише знижає інгібіторний вплив важких металів на протеолітичну активність, але і в значній мірі її відновлює. Так, під екскреціями лося з різними значеннями ГДК ПАГ достатньо висока. Вона в середньому в 1.4 разів перевищує активність у чистому ґрунті і це говорить про те, що завдяки екскреціям лося ґрунтоутворювальні процеси відновлюються. На ділянці з ГДК 1 протеолітична активність ґрунту під екскреціями лося відновлюється на 104.0%, з ГДК 5 – на 164.4% та з ГДК 10 – на 158.6%. Якщо розглядати це відновлення по ґрунтовим горизонтам, то, при ГДК 1, воно найбільше на горизонті 0-10 см, менше на горизонті 10-20 см і ще найменше на горизонті 20-30 см. Для ГДК 5 та 10 характерно, що найбільша протеолітична активність на горизонті 0-10 см, а найменша – на горизонті 10-20 см. Такий результат дії екскрецій пояснюється тим, що екскреції, як продукти розпаду органічної речовини, можуть активно реагувати з іонами важких металів, зв'язуючи їх в складні комплекси більшою частиною нерозчинні. Крім цього самі мікроорганізми, відновлюючи свою чисельність, накопичують важкі метали на своїй поверхні та усередині клітини, вилучаючи тим самим їх із навколишнього середовища [12]. Через три місяці впливу полютанту ПАГ порівняно з чистим контролем зменшується в 1.28, 1.46 та 1.32 разів при ГДК 1, 5 та 10 відповідно. При всіх рівнях ГДК найбільша інгібіторна дія полютанта на протеолітичну активність ґрунту на горизонті 0-10 см, а найменша – на горизонті 20-30 см при ГДК 1 та 10 і на горизонті 10-20 см при ГДК 5. Внесення в забруднений ґрунт екскрецій лося спричиняє збільшення ПАГ в 1.03 та 2.54 рази при ГДК 1 та 5 відповідно, а при ГДК 10 вона не змінюється. Відновлення протеолітичної активності ґрунту під екскреціями лося в середньому становить 114.6% (мал.1). Під екскреціями косулі вона порівняно з забрудненим контролем збільшується в 1.31, 3.61 та 3.65 разів при ГДК 1, 5 та 10, а під екскреціями зайця – в 3.86 та 5.13 рази при ГДК 5 та 10 відповідно. А відновлення протеолітичної активності в середньому під екскреціями зайця та косулі становить 240.6% та 208.1% відповідно (мал.1).



Мал. 1. Відновлення протеолітичної активності забрудненого Cd ґрунту (через 3 місяці).

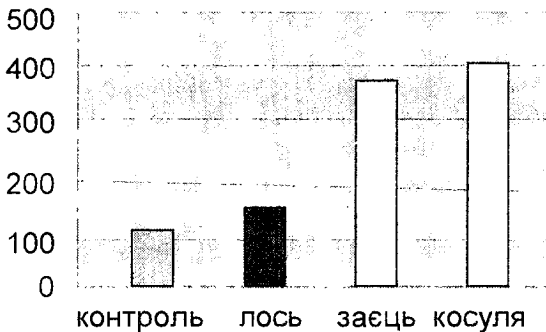
Через 12 місяців експозиції полютанта протеолітична активність ґрунту відновлюється під екскреціями лося на 618.5%, 383.5% та 802.4%, зайця на 702.8%,

663.3% та 619.1%, косулі на 138.6%, 222.2% та 799.0% при ГДК 1, 5 та 10 відповідно. Під екскреціями лося найбільша ПАГ при ГДК 1 на горизонті 10-20 см, а при ГДК 5 та 10 на горизонті 0-10 см. Під екскреціями зайця й косулі вона найбільша при всіх рівнях забруднення на середньому горизонті за винятком ділянки під екскреціями косулі, де вона найбільша на нижньому горизонті

У випадку забруднення Ni через 1 місяць протеолітична активність зменшується в 2.93, 3.21 та 5.03 раза, по відношенню до чистого контролю, при ГДК 1, 5 та 10 відповідно

За цих умов присутність екскрецій лося в середньому збільшує ПАГ в 1.55 раза. Але при забрудненні Ni екскреції лося не так ефективно сприяють відновленню протеолітичної активності, як при забрудненні Cd, однак тенденція до того, що найбільша активність на верхньому ґрунтовому горизонті в даному випадку зберігається. Через три місяці дії Ni протеолітична активність порівняно з чистим контролем зменшується в 1.24, 1.64 та 2.73 раза при ГДК 1, 5 та 10 відповідно. В даному випадку збільшення активності спостерігається лише під екскреціями зайця в 1.23 раза, а екскреції лося та косулі не чинять достатнього впливу, щоб спостерігалось збільшення протеолітичної активності. Через 12 місяців експозиції полютанта ми бачимо, що під екскреціями лося ПАГ відносно чистого контролю відновлюється на 257.9% при ГДК 1, на 114.9% при ГДК 10, однак при ГДК 5 ефекту відновлення не спостерігається. Під екскреціями косулі вона відновлюється на 135.9%, 281.3% та 798.6% при ГДК 1, 5 та 10 відповідно (мал.2). Під екскреціями зайця також спостерігається значне відновлення протеолітичної активності і складає 246.3%, 770.3% та 108.1% при ГДК 1, 5 та 10 відповідно (мал.2). В умовах забруднення Ni з ГДК 1 для всіх екскрецій характерно те, що найбільша ПАГ на горизонті 20-30 см. При ГДК 5 найбільша активність під екскреціями лося на горизонті 10-20 см, зайця – 20-30 см, косулі – 0-10 см. А при ГДК 10 вона найбільша під екскреціями лося та косулі на горизонті 20-30 см, а зайця на горизонті 10-20 см.

Відносно ґрунтового дихання можна казати, що екскреторна діяльність фітофагів є потужним середовищуєтворювальним фактором, який має позитивний вплив на вміст ґрунтового метаболізму навіть за умов забруднення едафотопу



Мал. 2. Відновлення протеолітичної активності забрудненого Ni ґрунту (через 12 місяців).

сполуками важких металів. Так при забрудненні Cd інтенсивність виділення ґрунтом CO₂ (при всіх рівнях забруднення) є значно вищою під екскреціями лося (в 1.56 рази) відносно контролю (чистий ґрунт під екскреціями). А під екскреціями косулі та зайця величина ґрунтового дихання зберігається на рівні контролю. Через три місяці екскреторна діяльність фітофагів зменшує свій позитивний вплив на рівень виділення ґрунтом CO₂. Так величина ґрунтового дихання сягає або контрольних значень, або спостерігається незначне її зменшення. На 12 місяць дії полютанта спостерігається відновлення метаболічних функцій ґрунту – наприклад, при ГДК 5 відзначається перевищення контрольних значень в 1.2 рази під екскреціями лося. Тоді як екскреторна діяльність косулі та зайця на 12 місяць вже не має стабілізуючого впливу.

По відношенню до Cd, Ni є більш стійким металом до впливу екскрецій фітофагів. Так при забрудненні Ni через 1 місяць ґрунтове дихання під екскреціями лося зменшується до 70%, зайця – 80%, а під екскреціями косулі воно збільшується в 1.88 рази (при ГДК 5). На 3 місяць дії полютанта інтенсивність ґрунтового дихання під екскреціями лося підвищується в 1.3 рази (ГДК 1), а під екскреціями косулі та зайця вона зменшується до 80%. Через 12 місяців позитивний вплив екскреторної діяльності лося та зайця не може суттєво впливати на такий сильний забруднювач як Ni. А екскреції косулі мають позитивний вплив саме на цей час (підвищення рівня ґрунтового дихання складає 1.1 рази).

Таким чином ми бачимо, що екскреції ссавців-фітофагів по різному впливають на відновлення протеолітичної активності ґрунтів у залежності від полютанту. Так при забрудненні Ni найбільш суттєвий вплив на її відновлення чинять екскреції зайця, а при забрудненні Cd – косулі. Стосовно ґрунтового дихання, найбільший позитивний вплив мають екскреції лося при забрудненні Cd. Екскреторна діяльність косулі має тривалий позитивний вплив на такий полютант як Ni, навіть при ГДК 10 спостерігається підвищення рівня ґрунтового дихання в 1.67 рази. Загально для всіх екскрецій характерно те, що вони зв'язують метали в комплекси з великою молекулярною масою, які не можуть поступати до рослин. Збільшення кількості органічної речовини лише на 5-6% сприяє очищенню ґрунту від техногенного забруднення. Наявні в екскреціях водорозчинні органічні речовини, а також ті, що знову створюються при їх розкладанні, збільшують міграційні можливості металів шляхом утворення низькомолекулярних комплексів, сприяючи їх вилуджуванню із верхніх горизонтів у нижні. В міру більш глибокої трансформації органічних добрив, утворюються з металами важкорозчинні органо-мінеральні комплекси і починає виявлятися іммобілізуюча дія органічної речовини. Показана роль екскреторної діяльності ссавців має велике значення в утворенні механізму гомеостазу едафотопу, що загально позначається на екологічній стійкості всієї системи.

Список літератури

1. Мишустин Е. Н. Ассоциации почвенных микроорганизмов. – М.: Наука, 1975. – С. 17-71.
2. Звягинцев Д. Г. Биология почв и их диагностика // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. – М.: Наука. 1976. – С. 175-189.

3. Галстян А. Ш. Ферментативная активность почв. – Ереван: Айастан, 1974. – С. 286
4. Мишустин Е. Н. Микробные ассоциации почвенных типов // Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. – М.: Наука, 1976. – С. 19-41.
5. Аристовская Т. В. Микробиология процессов почвообразования. – Л., 1980. – 189 с.
6. Калакуцкий А. В., Агре Н. С. Развитие актиномицетов. – М., 1977. – 156 с.
7. Хабилов И. К. Физические свойства и ферментативная активность почв // Экологические условия и ферментативная активность почв. – Уфа, 1979. – С. 99-111.
8. Булахов В. Л. Характеристика средообразующей деятельности позвоночных животных в лесах степной зоны Юго-Востока УССР // Вопросы степного лесоведения. – 1973. – Вып. 4. – С. 117-125.
9. Пахомов А. Е. Биогеоценотическая роль млекопитающих в почвообразовательных процессах степных лесов Украины. – Днепропетровск: ДГУ, 1998. – 2кн. – 215 с.
10. Востров И. С., Петрова А. Н. Определение биологической активности почв // Микробиология. – 1961. – Т.30, вып. 4. – С. 665-672.
11. Звягинцев Д. Г., Асеева И. В., Бобьева И. П., Миргинк Т. Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии. – М.: МГУ, 1980. – 224 с.
12. L. Diels, M. De Smet, L. Hooyberghs, L. Kinnaer, P. Corbisier, G. Brox. Bioremediation of soils contaminated by heavy metals with a biometal sludge reactor (BMSR) // Contaminated Soil 2000. Proceedings of the 7-th International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, Leipzig. – Leipzig, 2000. – Vol. 2. – P. 1043-1047.