

первинними збудниками.

Втрата плодів Кальвіля снігового з ДГ "Новосілки" в період зберігання 1997/98 рр. внаслідок ураження їх грибними гнилями досягла 7,5, з ДГ "Фастівське" – 8,9, а Спартана – відповідно 8,5 і 9,9%. Крім того, характерним для даного строку зберігання досліджуваних сортів було значне ураження їх плодів амбарною формою парші (збудник *Fusicladium dendriticum*). У кінці зберігання 65,0% плодів сорту Кальвіль сніговий з ДГ "Новосілки" і 40,5 – з ДГ "Фастівське", а Спартан – відповідно 71,0 і 43,4 були уражені цією формою парші, внаслідок чого втратили товарний вигляд.

Таким чином, перед закладанням на зберігання виявлено істотну різницю між мікобіотами на плодах одних і тих самих сортів з різних зон та різних сортів в одній і тій же зоні вирощування. Протягом

сезону зберігання 1997/98 рр. відбувалися зміни в комплексі видів, виділених з уражених тканин. Найчастіше з них виділялися *Rhizopus nigricans*, *Aspergillus niger*, *Botrytis cinerea*, *Cladosporium herbarum*, *Fusarium avenaceum*, *Monilia fructigena*, *Penicillium claviforme*, *P. clavigerum*, *P. expansum*, *P. verrucosum* var. *cyelopium*, *Sphaeropsis malorum*. Саме від ураження плодів даними збудниками гнилі встановлено основну втрату продукції.

Список використаної літератури

1. Островски В. Плодовые гнили и борьба с ними // Междунар. с.-х. журн. – 1971. – № 4. – С. 66–68.
2. Кондратенко П. В., Павленко В. П. Мікобіота яблук під час їх зберігання // Садівництво: Міжвідом. темат. наук. зб. – 1998. – Вип. 47. – С. 225–229.
3. Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 740 с.

УДК 576.8:620.193

ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА СТРУКТУРУ МИКРОБНОГО СООБЩЕСТВА ПОЧВЫ В ПРОЦЕССЕ БИОКОРРОЗИИ

В. И. Лохова

Институт сельскохозяйственной микробиологии УААН,
г. Чернигов

А. П. Третьяк, Н. В. Смыкун, И. Н. Курмакова
Черниговский государственный педагогический университет
имени Т. Г. Шевченко

Изучено влияние некоторых пестицидов (Линурон, Рамрод, Гексилур, Симазин, ДНОК) и отходов производств (отход переработки капролактама, сточная вода деревообрабатывающего предприятия), в качестве техногенных загрязнителей, на структуру микробного сообщества чернозема оподзоленного в процессе биокоррозии стали. Определены биоцидные свойства техногенных загрязнителей по отношению к группам микроорганизмов, участвующих, как в их утилизации, так и процессе биокоррозии. Гексилур и отход переработки капролактама ингибируют процесс почвенной коррозии стали за счет своих биоцидных свойств по отношению к сульфатредуцирующим и денитрифицирующим бактериям. Рамрод, Симазин и ДНОК, являясь биоцидами для денитрифицирующих бактерий, стимулируют рост численности сульфатредуцирующих бактерий, проявляя при этом свойства ингибиторов биокоррозии. Линурон и сточная вода деревообрабатывающего предприятия способствуют развитию коррозионно-опасных микроорганизмов, усиливая биодеградацию металлов в почве. Наибольшее влияние на микроскопические грибы и сапрофитные бактерии оказывает сточная вода деревообрабатывающего предприятия и Гексилур.

Ключевые слова: пестициды, отходы производства, техногенные загрязнители, сульфатредуцирующие бактерии, денитрифицирующие бактерии, сапрофитные бактерии, микроскопические грибы

Основные техногенные загрязнители (ТЗ)

почвы – тяжелые металлы, промышленные органические отходы, пестициды [1, 4]. Именно пестициды являются наиболее распространенным видом ТЗ в ряде областей Украины. Они, а также промышленные отходы, влияют на такие физиологические группы почвенных микроорганизмов, как: микроскопические грибы (МГ), сапрофитные бактерии (СБ), активно участвующие в утилизации различных органических веществ, сульфатредуцирующие (СРБ) и денитрифицирующие (ДНБ) бактерии, определяющие процесс биокоррозии металлов.

Цель работы – изучение влияния различных техногенных загрязнителей, в том числе широко применяемых пестицидов, на структуру микробного сообщества и процесс биокоррозии стали в почве.

Материалы и методы. Биокоррозию стали изучали в условиях модельного эксперимента в чернозёме оподзоленном на протяжении 5 месяцев.

В качестве техногенных загрязнителей (ТЗ) использовали пестициды:

Линурон (L), Рамрод (P), Гексилур (G), ДНОК (D), Симазин (S), которые вносили в количестве 2 мг/100 г почвы, а также отходы производства: отход переработки капролактама (К) ЧПО «Химволокно», – 10 мг/100 г почвы, отход деревообрабатывающей промышленности (ДОП) – 10 мл/100 г почвы.

Образцы отожженной стали 45 (d=7 мм, h=8 мм), не подвергавшиеся коррозии до воздействия, фламбировали в пламени горелки и помещали

Таблица 1.

Влияние техногенных загрязнителей на численность сапрофитных бактерий и микроскопических грибов (экспозиция 2,5 месяца)

Вариант опыта	СБ, 10^6 клеток/1г почвы	МГ, 10^3 клеток/1 г почвы
Контроль (почва без ТЗ)	$6,0 \pm 0,5$	$11,5 \pm 1,2$
Почва + L	$5,2 \pm 0,5$	$12,7 \pm 0,8$
Почва + G	$3,3 \pm 0,3$	$1,5 \pm 0,2$
Почва + P	0	$8,5 \pm 1,0$
Почва + S	$3,5 \pm 0,5$	$8,5 \pm 0,9$
Почва + D	$6,7 \pm 1,3$	$10,5 \pm 1,6$
Почва + ДОП	$15,0 \pm 1,3$	$162,5 \pm 14,9$
Почва + К	$7,2 \pm 1,8$	$13,5 \pm 0,3$

в почву с ТЗ. В качестве контроля использовали почву без ТЗ. Условия эксперимента: температура $+27^\circ\text{C}$, влагоемкость — полная, повторность трехкратная.

Учет численности индикаторов биокоррозии проводили: СРБ — на среде Постгейта "В", ДНБ — на среде Гильтая, СБ — на МПА и МГ — на сусло-агаре методом предельных разведений [7]. Образцы почвы для микробиологического исследования отбирали из ферросферы — слоя почвы, непосредственно прилегающего к поверхности стали [3, 6].

Влияние ТЗ на процесс биокоррозии стали оценивали гравиметрическим и электрохимическим методами [5, 8]. По данным гравиметрии рассчитывали скорость коррозии в грунте $K_m = \Delta m / Sxt$, (S — площадь образца, t — время эксперимента, Δm — потеря массы образца) и коэффициент торможения коррозионного процесса $Y_m = K_m / K_m'$ (K_m и K_m' — скорость коррозии без и с добавкой ТЗ).

Поляризационные кривые электрода (сталь 45) снимали от потенциала свободной коррозии с помощью потенциостата П-5845 в стеклянной трехэлектродной ячейке с отдельным катодным и анодным пространством. Электрод сравнения — хлорид серебряный, вспомогательный — Pt. Потенциал пересчитывали на стандартную водородную шкалу. Коррозионной средой служили водные вытяжки из почвы, взятой до и в конце эксперимента. По поляризационным кривым рассчитывали потенциал (φ_{cm}), ток (I_{cm}) и коэффициент торможения ($Y_{ст}$) свободной коррозии [5, 8].

Результаты и их обсуждение. Изучение структуры микробного сообщества в процессе биокоррозии стали при отсутствии ТЗ позволило установить, что в условиях эксперимента на поверхности металла в ферросфере формируется агрессивный ценоз микроорганизмов [2]. Из его состава можно выделить несколько важных физиологических групп: гетеротрофные бактерии и грибы, участвующие в процессе утилизации и деструкции ТЗ и активно выделяющие метаболиты, СРБ и ДНБ, обуславливающие процесс биокоррозии.

Внесение в почву ТЗ приводит к изменению как структуры ценоза, так и скорости процесса биокоррозии стали (табл. 1, 2 и рис. 1, 2).

При загрязнении почвы L наблюдается значительное снижение численности СРБ, и через 2,5 месяца данные микроорганизмы в ферросфере не регистрируются. Численность ДНБ, напротив, возрастает в 16,7 раза. СБ и МГ резистентны к данному пестициду (табл. 1, рис. 1). При этом скорость коррозии стали возрастает в 1,23 раза (табл. 2).

Более длительное воздействие L приводит к изменению структуры ценоза ферросферы: численность СРБ, которые ранее (2,5 мес.) не регистрировались, повышается почти на порядок, а ДНБ — снижается практически до уровня контроля (рис. 1). Скорость коррозии оказывается в 1,48 раз выше, чем в не загрязненной почве, т. е. коррозионный процесс протекает с нарастающей интенсивностью (табл. 2).

Увеличение скорости биокоррозии стали в

почве с L можно однозначно отнести за счет активности микробного ценоза, т. к. данный пестицид является ингибитором, тормозящим коррозионный процесс в 4,79 раза по результатам исследования исходных водных вытяжек (электрохимический метод). Следовательно, потенциальные ингибирующие свойства L в процессе биокоррозии не реализуются, более того, накопление продуктов метаболизма в ферросфере сдвигает потенциал свободной коррозии в катодную область на 40 мВ, и коэффициент торможения коррозии оказывается в конце эксперимента меньше 1 (табл. 2).

G иначе воздействует как на структуру ценоза, так и на процесс биокоррозии стали в почве. В отличие от L он проявляет биоцидные свойства, которые при продолжительном воздействии становятся более выраженными. Однако характер воздействия на физиологические группы микроорганизмов различен. При экспозиции 2,5 месяца фиксируется резкое (почти в 45 раз по сравнению с контролем) увеличение численности СРБ, а в конце эксперимента данные микроорганизмы в ферросфере не обнаруживаются (рис. 1).

Снижение численности ДНБ (на порядок) при техногенном загрязнении G наблюдается только при длительной экспозиции. При этом численность бактерий составляет $0,4 \times 10^3$ клеток в 1 г почвы, что в 40 раз ниже по сравнению с L (рис. 1)

Биоцидные свойства G в большей степени проявились по отношению к СБ и МГ, их численность в середине эксперимента снизилась в 2 и 7 раз соответственно (рис. 2). Скорость биокоррозии в почве замедляется, хотя коэффициент торможения на протяжении эксперимента уменьшается в 1,4 раза (с 1,96 до 1,40, табл. 2). При этом коэффициент торможения свободной коррозии в водной вытяжке до эксперимента (1,91) близок по значению к Y_m в почве. За время эксперимента (φ_{cm}) практически не изменяется, ток свободной коррозии (I_{cm}) снижается с 3,98 до 1,78, т. е. водная вытяжка после 5 мес. эксперимента является менее агрессивной средой, чем почва (табл. 2). Это может быть следствием общим умень-

Влияние ТЗ на процесс биокоррозии

ТЗ	τ, мес.	Показатели коррозии в грунте		Показатели коррозии в водной вытяжке		
		Кт, г/м ² час	γ _м	-φ _{ст} , В	I _{ст} , 10 ² А/м ²	γ _{ст}
—	До эксперимента	—	—	0,230	7,59	—
	2, 5	0,079	—	—	—	—
	5, 0	0,080	—	—	—	—
L	До эксперимента	—	—	0,230	1,58	4,79
	2, 5	0,103	0,77	—	—	—
	5, 0	0,118	0,67	0,270	10,00	0,16
G	До эксперимента	—	—	0,195	3,98	1,91
	2, 5	0,027	1,96	—	—	—
	5, 0	0,057	1,40	0,200	1,78	2,23
P	До эксперимента	—	—	0,195	1,51	5,01
	2, 5	0,053	1,49	—	—	—
	5, 0	0,061	1,31	0,210	0,36	4,19
S	До эксперимента	—	—	0,235	1,51	5,01
	2, 5	0,058	1,36	—	—	—
	5, 0	0,064	1,25	0,240	0,79	1,91
D	До эксперимента	—	—	0,145	3,38	2,24
	2, 5	0,083	0,95	—	—	—
	5, 0	0,058	1,38	0,230	8,32	0,41
K	До эксперимента	—	—	0,230	1,99	3,80
	2, 5	0,029	2,75	—	—	—
	5, 0	0,076	1,05	0,280	17,30	0,12
ДОП	До эксперимента	—	—	0,390	14,40	0,52
	2, 5	0,116	0,69	—	—	—
	5, 0	0,118	0,67	0,190	4,67	3,08

Примечание: $\gamma_{ст}$ для 5 мес. эксперимента рассчитывали как отношение тока свободной коррозии до эксперимента к току свободной коррозии после эксперимента с соответствующим ТЗ.

шением содержания метаболитов в почве вследствие уменьшения численности микроорганизмов.

Наблюдаемое в ходе эксперимента возрастание численности СРБ в контроле незначительно увеличивается с внесением Р (в 4 и 6,3 раза). Подобно L, Р способствует увеличению численности ДНБ при экспозиции 2,5 месяца, но в меньшей мере (в 3 раза). В этом случае биоцидные свойства лучше проявляются при длительной экспозиции. Численность ДНБ снижается в 62, 5 раза, что ниже уровня контроля в 28, 8 раза. Таким образом, стимулируя развитие СРБ, Р проявляет биоцидное действие к ДНБ, СБ и в меньшей мере к МГ (табл. 1, рис. 1).

Р обладает высокими ингибирующими свойствами процесса биокоррозии стали 45. В водной вытяжке из почвы до начала эксперимента, по данным электрохимических исследований, наблюдается максимальный коэффициент торможения $\gamma_{ст}=5,01$. Со временем ингибирующее действие Р несколько снижается, коэффициент торможения коррозионного процесса, рассчитанный по данным 2,5 и 5 месяцев равен 1,5 и 1,3. Однако ток свободной коррозии в водной вытяжке после эксперимента в 4,2 раза меньше, чем до эксперимента (табл. 2).

Внесение в почву S, как и L, приводит к уве-

личению численности СРБ к концу эксперимента (в 3 раза) по сравнению с контролем, хотя данные бактерии практически не обнаруживаются в ферросфере в середине эксперимента. Численность ДНБ к середине опыта изменяется аналогично действию L, Р, но не в такой мере (в 3 раза по сравнению с контролем). К концу эксперимента их количество уменьшается почти в 30 раз (рис. 1). При этом, несмотря на некоторые различия в характере воздействия, S, G и P в конце эксперимента обладают одинаковыми биоцидными свойствами по отношению к ДНБ, в равной мере снижая их численность. Наблюдается также снижение численности СБ — в 2 раза, МГ — в 1, 3 раза по сравнению с контролем (табл. 1). Электрохимические показатели коррозии в водной вытяжке, полученные до эксперимента, указывают на его ингибирующие свойства. Однако со временем, как и для Р, они снижаются, хотя ток свободной коррозии падает с 1,51 до 0,79 и потенциал свободной коррозии при этом практически не изменяется. Наблюдается увеличение скорости коррозии в течение эксперимента в 1,1 раза (табл. 2), что может быть объяснено увеличением численности СРБ (как и в случае с Р), а также накоплением продуктов метаболизма других групп микроорганизмов ферросферы.

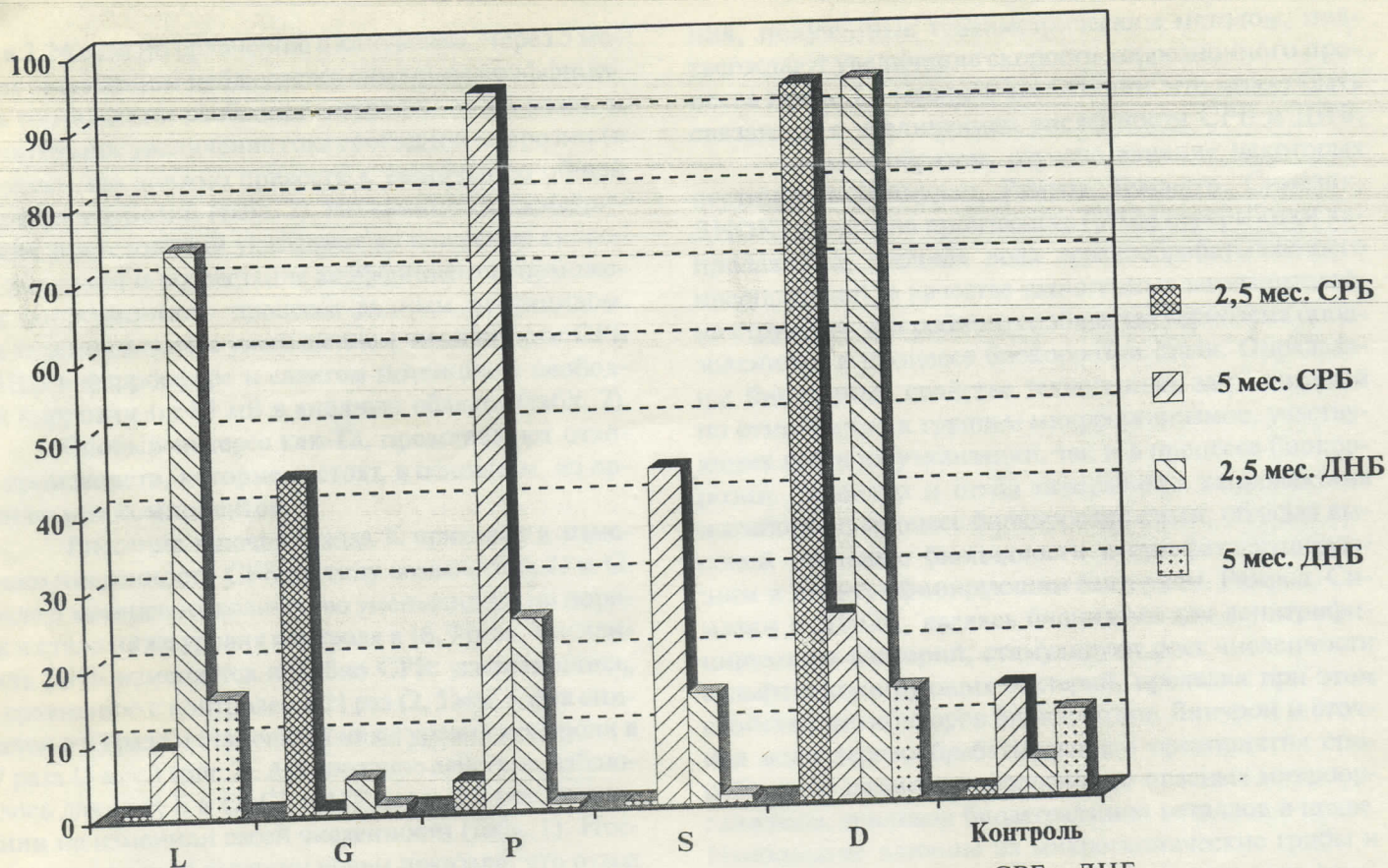


Рис. 1. Влияние пестицидов на динамику численности СРБ и ДНБ

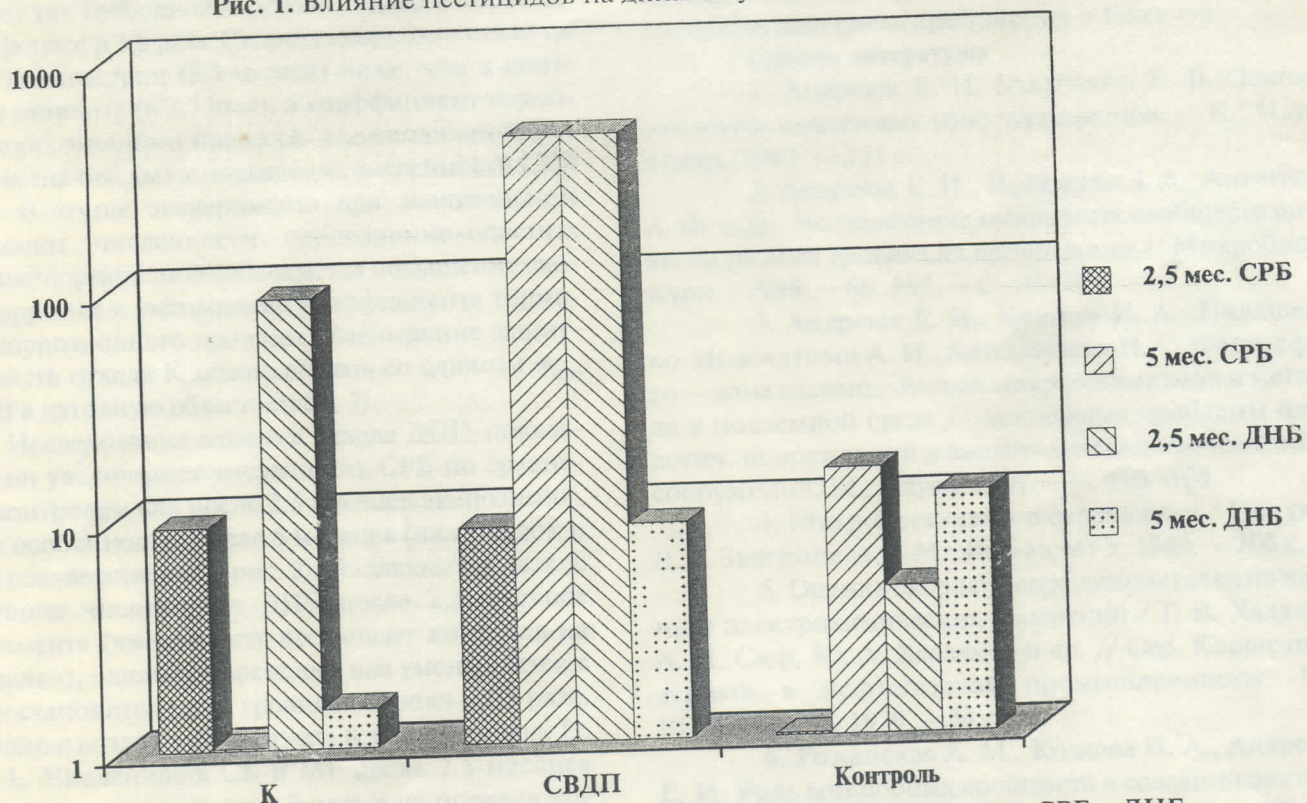


Рис. 2. Влияние промышленных отходов на динамику численности СРБ и ДНБ

Внесенный в почву D действует на СРБ подобно G: резко повышает их численность (в 105,5 раза) по сравнению с контролем (2,5 месяца) и снижает ее (в 3,8 раза) в конце эксперимента. Но, в отличие от G, количество СРБ превышает уровень контроля в 1,7 раза (рис. 1). Таким же образом реагируют на D и ДНБ, но сходство в данном случае больше про-

слеживается с действием L, чем с G. На численность СБ и МГ D не влияет (табл. 1). Электрохимическое исследование коррозии в водной вытяжке почвы с D (до эксперимента) показало его способность снижать интенсивность процесса коррозии: имеет достаточно высокий коэффициент торможения свободной коррозии и, кроме того, уменьшает ток свободной корро-

зии в 2,24 раза по сравнению с контролем. Через 5 месяцев экспозиции наблюдается снижение коэффициента торможения свободной коррозии (в 5,5 раза), и значительное увеличение тока свободной коррозии (в 2,5 раза), что должно привести к увеличению общей скорости коррозии (табл. 2). Но данные гравиметрических исследований указывают на снижение скорости коррозии и возрастание коэффициента торможения коррозионного процесса данным пестицидом. Это можно связать с уменьшением численности СРБ и ДНБ в ферросфере и сдвигом потенциала свободной коррозии на 85 мВ в анодную область (табл. 2).

Особый интерес как ТЗ, представляют отходы производств, которые состоят, в основном, из органических компонентов.

Внесение в почву отхода К приводит к изменению численности СРБ по типу воздействия D и G. После 5 месяцев их количество уменьшилось на порядок и стало ниже уровня контроля в 16,7 раза. Численность ДНБ изменяется подобно СРБ: увеличившись, по сравнению с контролем в 21 раз (2,5 мес.), она снижается в 63 раза и становится ниже уровня контроля в 7,7 раза (5 мес.) (рис.2). Аналогичное действие наблюдалось для L, P, S и D. СБ и МГ после 2,5 мес. экспозиции не изменили своей численности (табл. 1). Исследование водной вытяжки почвы показало, что отход К снижает ток свободной коррозии, тормозя коррозионный процесс в 3,8 раза. Скорость коррозии стали по данным гравиметрии (2,5 месяца) ниже, чем в контрольном варианте (в 2,7 раза), а коэффициент торможения коррозионного процесса - максимальный, несмотря на значительное повышение численности СРБ и ДНБ. В конце эксперимента при значительном уменьшении численности коррозионно-опасных групп микроорганизмов наблюдается повышение скорости коррозии и уменьшение коэффициента торможения коррозионного процесса. Уменьшение защитных свойств отхода К можно связать со сдвигом $\varphi_{см}$ на 50 мВ в катодную область (табл. 2).

Исследование влияния отхода ДОП показало, что он увеличивает численность СРБ по сравнению с контролем как после 2,5 месяцев экспозиции, так и, в особенности, после 5 месяцев (на порядок и в 30 раз соответственно) (рис. 2). Наблюдается резкое возрастание численности ДНБ после 2,5 месяцев эксперимента (численность превышает контроль на два порядка), однако со временем она уменьшается в 50 раз и становится ниже уровня контроля в 1,3 раза, что сходно с воздействием отхода К и пестицидов: D, S, P и L. Численность СБ и МГ после 2,5 месяцев эксперимента увеличилась в 2 раза и на порядок соответственно (табл. 1).

Электрохимическое исследование водной вытяжки почвы, содержащей ДОП, до эксперимента показало увеличение тока свободной коррозии в 1,9 раза по сравнению с контрольным вариантом. Коэффициент торможения свободной коррозии меньше 1, что указывает на потенциальную способность этого ТЗ стимулировать процесс коррозии (табл. 2). Сведе-

ния, полученные гравиметрическим методом, подтверждают увеличение скорости коррозионного процесса после 2,5 месяцев экспозиции, что может быть связано и с увеличением численности СРБ и ДНБ.

Таким образом, изучено влияние некоторых пестицидов (Линурон, Рамрод, Гексилур, Симазин, ДНОК) и отходов производств (отход переработки капролактама, сточная вода деревообрабатывающего предприятия), в качестве техногенных загрязнителей, на структуру микробного сообщества чернозема оподзоленного в процессе биокоррозии стали. Определены биоцидные свойства техногенных загрязнителей по отношению к группам микроорганизмов, участвующих как в их утилизации, так и в процессе биокоррозии. Гексилур и отход переработки капролактама ингибируют процесс биокоррозии стали, обладая высокой степенью биоцидности к сульфатредуцирующим и денитрифицирующим бактериям. Рамрод, Симазин и ДНОК, являясь биоцидами для денитрифицирующих бактерий, стимулируют рост численности сульфатредуцирующих бактерий, проявляя при этом свойства ингибиторов биокоррозии. Линурон и сточная вода деревообрабатывающего предприятия способствуют развитию коррозионно-опасных микроорганизмов, усиливая биодеградацию металлов в почве. Наибольшее влияние на микроскопические грибы и сапрофитные бактерии оказывает сточная вода деревообрабатывающего предприятия и Гексилур.

Список литературы

1. Андреюк Е. И., Балагурова Е. В. Основы экологии почвенных микроорганизмов. — К.: Наук. думка, 1992. — 224 с.
2. Андреюк Е. И., Иутиная Т. А., Антипчук А. Ф. и др. Исследование микробных сообществ почвы на разных уровнях их организации // Микробиол. журн. -1998. 60, №5. — С. 19–26.
3. Андреюк Е. И., Козлова И. А., Пиляшенко-Новохатный А. И., Антоновская Н. С. Ферросфера — зона взаимодействия микроорганизмов и металла в подземной среде // Актуальные проблемы биологич. повреждений и защиты материалов, изделий и сооружений. М.. Наука, 1989. С. 155–165.
4. Микроорганизмы и охрана почв / Под ред. Д. Г. Звягинцева. — М.. Изд-во МГУ, 1989. — 206 с.
5. Оценка скорости коррозии металла по данным электрохимических измерений / Г В. Халдеев, А. Н. Сюр, Ю. А. Харламов и др. // Сер. Коррозия и защита в нефтегазовой промышленности -М. ВНИИОЭНГ, 1979. — 44 с.
6. Рожанская А. М., Козлова И. А., Андреюк Е. И. Роль микробных сообществ в создании экстремальной экологической ситуации // Микробиол. журн. 1993. — 55, №3. — С. 73–78.
7. Романенко В. И., Кузнецов С. И. Экология микроорганизмов пресных водоёмов. — Л.. Наука, 1974. 194 с.
8. Фокин М. Н., Жигалова К. А. Методы коррозионных испытаний металлов. — М. Металлургия, 1986 — 80 с.