

КРИТИЧНИ НАТОВАРВАНИЯ ЗА ЖИВАК ЗА ГОРСКИ ВОДОСБОРИ

Надка Игнатова¹, Соня Дамянова¹, Радка Фикова²

¹Лесотехнически университет – София;

²Централна лаборатория по обща екология – БАН

УДК 502.6

Постъпила на 11.11.2009

Чрез балансовия метод за устойчиво развитие на екосистемите „Steady State Mass Balance“ за първи път в България са определени критичните натоварвания за живак за покрити с дървесна растителност водосбори в естествени условия на конкретни териториални единици. Използвани са данни за износа на живак с надземната биомаса и дренираното му количество с водния отток извън коренообитаемия слой, при критична стойност на концентрацията на живак в лизиметричния воден отток $1 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, за всяка отделна териториална единица от Европейската мрежа за мониторинг на околната среда в България 50/50 km.

Критичните натоварвания се дефинират от стойностите на отлаганията на замърсители с валежите от атмосферата в конкретна териториална единица с определени екологични условия, под които екосистемите запазват устойчивото си развитие и не настъпват увреждания или промени в структурата им.

Превишенията на критичните натоварвания са изчислени, като са използвани реалните сухи и мокри отлаганията на живака за 2007 г.

Получените резултати показват, че критичните натоварвания за живак са по-ниски за водосбори с широколистна дървесна растителност (от **25,25 до 36,39 gha⁻¹yr⁻¹**), което предопределя по-висока чувствителност на рецепторите в тези водосбори към живака спрямо водосборите с иглолистни гори, в които критичните натоварвания за живак са между **33,40 и 61,11 gha⁻¹yr⁻¹**. Освен че са по-високи, стойностите на критичните натоварвания за живак за иглолистните водосбори варират и в по-широки граници, отколкото тези за широколистните. Като цяло най-чувствителни са рецепторите във водосборите на р. Велека и р. Резовска, в средната част на водосбора на р. Струма и в долната част на р. Марица. В сравнение с критичните натоварвания за оловото и кадмия, тези за живака са най-високи.

Отлаганията на **живак** са ниски за цялата територия на горския фонд и за водосбори с широколистни гори са между 0,10 и 0,79 gha⁻¹yr⁻¹, а за иглолистните съответно между 0,11 и 0,88 gha⁻¹yr⁻¹. Това означава, че критичните натоварвания за живак не са превишени в цялата територия на водосборите от горския фонд и рецепторите в тях не са изложени на риск от увреждания от този замърсител.

Ключови думи: критично натоварване, горски водосбори, живак.

Key words: Critical loads, Forested catchments, Mercury.

С оглед опазване на екосистемите и в съответствие с изискванията на Конвенцията за трансгранично замърсяване на въздуха на далечни разстояния (Женева, 1979), все още се провеждат задълбочени изследвания за определяне на стойностите на отлаганията на киселяващи замърсители и тежки метали с валежите върху повърхностните води и горските екосистеми в конкретни територии, под които стойности не настъпват увреждания и нарушения в устойчивото развитие на екосистемите съгласно съвременните познания. Периодично се провеждат работни конференции и съвещания на експерти за обсъждане на методичните подходи и получените резултати при използване на балансовия метод за устойчиво развитие за определяне на критичните натоварвания за тези замърсители. Българската страна активно участва в тези научни изяви, а през периода на отчитане на това проучване беше домакин и организатор, чрез Изпълнителната агенция по околна среда и Лесотехническият университет, на поредната 17-а научна конференция на Международната кооперативна програма за моделиране и картографиране на критичните натоварвания (ICP Modelling and Mapping) към Организацията на обединените нации и Европейската икономическа комисия (Slootweg et al. 2007).

Съвместно с Министерството на околната среда и водите в Лесотехническият университет с привличане на специалисти и от Института за гората и Станцията за дъбови гори, Бургас от 1996 г. научен екип разработва методичните подходи и софтуерните проду-

кти за определяне и картографиране на критичните натоварвания за киселинност, сяра, азот, тежки метали и техните превишения от актуалните отлагания на киселяващи замърсители и тежки метали с валежите за конкретни рецептори от горските екосистеми в специфичните условия на териториални единици 50/50 km в България като част от общеевропейската ЕМЕР мрежа.

Получените резултати за България системно се използват от Координационния център за Европа в Билтховен (Холандия) и се публикуват периодично в годишните отчети на работната група по ефектите към Конвенцията за трансгранично замърсяване на въздуха на далечни разстояния (Hettelingh et al. 2002, Hettelingh et al. 2005, Ignatova et al. 2001, Posch et al. 1997, Posch et al. 1999, Slootweg et al. 2007). В тези публикации информацията за критичните натоварвания за живак е много оскъдна, касае най-вече Скандинавските страни, а за Източна Европа и Балканския полуостров, в т.ч. и България, няма данни.

Основавайки се на тези особености, **основната цел** на това проучване е определяне на критичните натоварвания за живак за горските екосистеми в България и техните превишения от реалните отлагания в ЕМЕР мрежа 50/50 km чрез прилагане на научен подход, отчитащ приходните и разходните компоненти от баланса на живака при специфичните условия и особености на конкретните рецептори.

За осъществяване на тази цел бяха изпълнени следните по-важни **задачи**:

1. Определяне съдържанието на Hg във валежите в горския фонд в подходящо подобрани контролни пунктове с постоянно отворени колекторни системи.

2. Определяне на годишните отлагания на живак с атмосферните валежи в ЕМЕР мрежа 50x50 km в горски екосистеми.

3. Определяне и картографиране на критичните натоварвания и техните превишения за живак, за широколистни и иглолистни горски екосистеми в ЕМЕР мрежа 50x50 km.

Използването на обща европейска мрежа и сходни методични подходи при определяне на критичните натоварвания и техните превишения от действителните отлагания на живак в страната ни позволява сравняването на резултатите с тези, получавани ежегодно в други европейски страни и продължаване на участието на България с конкретни реални резултати в обоевропейското картографиране.

Като цяло, процесът на определяне на критичните натоварвания за кисели замърсители и тежки метали в конкретни териториални единици с характерни екологични параметри и рецептори, техните превишения от реалните отлагания с валежите и размера на редуцията на съдържанието на тези замърсители в районите с превишения на определените критични стойности, е насочен към подобряване на състоянието на околната среда и качеството на живота в Европа.

Критичните натоварвания се дефинират от стойностите на отлаганията на замърсители с валежите от атмосферата в конкретна териториална еди-

ница с определени екологични условия, под които екосистемите запазват устойчивото си развитие и не настъпват увреждания или промени в структурата им.

За определяне на **критичните натоварвания за живак** е използван балансовият метод за устойчиво развитие на екосистемите Steady state mass balance, при който се смята, че приходните елементи в екосистемата, формирани от отлаганията и изветрителните процеси трябва да са равни на разходните, получени от сумата на изнесения с надземната маса живак и дренирания с водния отток извън коренообитаемия слой (Downing et al. 1993, Ignatova et al. 1999, Ignatova et al. 2002, Party et al. 1993, Posch et al 1997, Sverdrup and De Vries 1994, UBA 1996, UBA 2004).

Критичните натоварвания за живак са определени за цялата територия на горския фонд в Република България, включен в 55 клетки от ЕМЕР мрежата 50x50 km от общ брой за страната 76, като е приложена следната методична схема, в съответствие с последните препоръки на Координационния център на Международната кооперативна програма за моделиране и картографиране на критичните натоварвания (ICP "Modelling and Mapping) (UBA 2004) (www.umweltbundesamt.de):

♦ *Определяне на прихода на йони с отлаганията с валежите*

За измерване на отлаганията на живак с валежите в горите е използвана мрежа от 63 постоянно отворени пластмасови колектори със събирателна площ от 314 до 2400 cm². На всеки две седмици е измервано събра-

ното валежно количество и от всеки колектор е вземана индивидуална водна проба за анализ, след което колекторът е изплакван с дейонизирана вода и отново поставян за събиране на следваща порция отлагания. Броят на пробните площи, в които са разположени колекторите за определяне на отлаганията с валежите и тяхното местоположение са съобразени с разпределението на основните дървесни видове в горския фонд – **различни видове дъб**, обикновен бук, смърч, бял и черен бор в районите на Западна и Средна Стара планина, Рила, Плана, Странджа, Дунавска хълмиста равнина, както и характерните за България кестенови гори в Беласица. Като критерии при определяне на местоположението на пробните площи са използвани също така и различна отдалеченост от населени места и източници на замърсяване на околната среда, както и различни надморски височини, характерни за горския фонд.

Колекторите за дъждовните и снежните валежи са заложи в 21 пробни площи, разположени в следните екологични стационари:

- Петрохан в букови и смърчови гори в Западна Стара планина в близост до пътна артерия;
- Хидровъзел Среchenска бара в букови гори в Западна Стара планина, отдалечени от локални източници на замърсяване;
- Беклемето в Средна Стара планина в букови и смърчови гори;
- Мечит в Рила планина в района на смърчови и бялборови гори;
- Овнарско в Рила планина в иглолистни гори;

– Хижа Беласица в кестенови гори в планина Беласица;

– Отманли в район на дъбови гори, подложени на влиянието на индустриален център Бургас;

– Писменово в Странджа планина в широколистни и иглолистни гори;

– Обсерватория в Плана планина в близост до столицата в иглолистни и широколистни гори;

– Кайлъка в Плевен в Дунавска хълмиста равнина в дъбови гори;

– Язовир Огоста в района на букови гори в близост до гр. Монтана

– гр. Чипровци в букови гори в Северозападна България, в район с добивна дейност.

♦ *Износът на живак с надземната маса* е определен чрез умножаване на средногодишния прираст на биомаса с концентрацията на Hg в надземната маса (Грозева и др. 1986, Любенова и Саздов 1995, De Vries and Bakker 1998, De Vries et al. 2001, Ignatova et al. 2002, Jorova 1992) (табл. 1, 2):

$$(1) \quad M_u = f_{ru} \cdot Y \cdot X_{hrr}$$

където:

f_{ru} е **фактор, отчитащ дълбочината** на почвата, в която става най-активно извличане на Hg (1 m);

Y – **годишният прираст на биомаса**, $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$;

X_{hrr} – **съдържанието на Hg в надземната биомаса**, g kg^{-1} .

♦ Прирастът на надземна маса е определен като средно претеглена стойност от прираста на всички представени в ЕМЕР клетката $50 \times 50 \text{ km}$ дървесни видове, чието относително участие е определено с планиметър от картата на растителността на България 1:500 000. Прирастът (Zv) е оп-

Таблица 1
Table 1

Средно претеглени стойности за прираст на надземната маса
на различни дървесни видове в ЕМЕР мрежа 50/50 km в България
Annual harvesting rate of the biomass of various forest species
in EMEP grid network 50/50 km in Bulgaria

N° ЕМЕР	i	j	Прираст игл., Conif- erous growth, m ³ ha ⁻¹	Прираст шир., Broad leaved growth, m ³ ha ⁻¹	N° ЕМЕР	i	j	Прираст игл., Conif- erous growth, m ³ ha ⁻¹	Прираст шир., Broad leaved growth, m ³ ha ⁻¹
1	51	90		2,12	45	56	96		3,08
2	52	90		2,12	46	57	96		2,99
3	51	91	4,65	2,38	47	58	96		2,42
5	50	92	5,76	2,73	51	50	97	5,76	2,53
6	51	92	3,54	2,47	52	51	97	4,37	2,49
9	49	93	5,76	2,37	53	52	97	4,62	2,50
10	50	93	5,76	2,73	54	53	97	3,18	2,12
11	51	93	5,76	2,56	55	54	97	3,18	2,12
12	52	93	5,76	2,56	56	55	97		2,70
16	49	94	4,04	2,43	57	56	97		2,66
17	50	94	3,18	2,47	58	57	97		2,61
18	51	94	5,36	2,56	59	58	97		2,67
19	52	94	4,47	2,65	60	59	97		3,25
20	53	94		2,87	62	51	98	5,76	2,83
26	49	95	5,02	2,49	63	52	98	4,65	2,28
27	50	95	4,39	2,58	64	53	98	5,76	2,12
28	51	95	4,52	2,59	65	54	98	5,76	3,01
30	53	95	3,76	2,72	66	55	98		2,15
31	54	95		2,74	67	56	98		2,16
32	55	95		3,34	68	57	98		2,12

37	48	96	5,21	2,54	69	58	98	2,43
37	49	96	5,21	2,54	70	52	99	2,67
38	49	96	5,21	2,54	71	53	99	2,25
39	50	96	3,85	2,37	72	54	99	2,12
40	51	96	4,20	2,25	73	55	99	2,12
41	52	96	5,76	2,46	74	56	99	2,16
43	54	96		2,69	75	57	99	2,40
44	55	96		2,80	76	57	100	2,41

Таблица 2
Table 2

Средни стойности на съдържанието на Hg в надземната маса
и плътност на дървесината на различни дървесни видове
Values of Hg content in the biomass and stem density
of various forest species

Дървесен вид <i>Forest species</i>	Съдържание на Hg, <i>Hg content,</i> gkg ⁻¹	Плътност на суро- ва дървесина, <i>Stem density,</i> kgm ⁻³	Плътност на суха дървесина, <i>Dry stem density,</i> kgm ⁻³
Смърч/Spruce	0,04	960	470
Ела/Fir	0,04	980	450
Бял бор/Scots Pine	0,04	1040	520
Дугласка ела/Douglas Fir	0,04	910	510
Дъб/Oak	0,03	1010	790
Бук/Beach	0,03	1070	720
Ясен/Ash	0,03	800	690
Бряст/Elm	0,03	850	680
Липа/Lime	0,03	680	530
Габър/Hornbeam	0,03	1060	830
Акация/Acacia	0,03	1100	770
Бреза/Birch	0,03	880	550

ределен от Агролеспроект (табл. 1) по метода на Духовников и Михов (1983) по посочения видов състав за всяка ЕМЕР клетка по формулата:

$$(2) \quad Zv = Va/a,$$

където Va е средният обем на надземната маса в $m^3ha^{-1}yr^{-1}$ при възраст a .

Видовият състав на дървесната растителност е определен от CORINE Land Cover класификацията за горите, <http://www.emep.int.grid> за ЕМЕР мрежата на българска територия, а относителното участие на всеки дървесен вид е определено с планиметър от тази карта (CORINE Land Cover 2000).

♦ Плътноста на дървесината на представените в съответните клетки дървесни видове е определена като среднопретеглена стойност по данни на Блъскова (2004), получени по методиката на Tsonmis (1991) като отношение между масата на суха дървесина, претеглена на аналитична везна и обема на изместената от тази дървесина течност (вода, толуол или бензол) (табл. 2). Прирастът на надземната маса в $kg ha^{-1} yr^{-1}$, в съответствие с изискванията за определяне на критичните натоварвания, е получен от произведението на средно претегления прираст в $m^3 ha^{-1} yr^{-1}$ и плътността в $kg m^{-3}$.

♦ Дренираният воден отток извън коренообитаемата зона е определен за цялата страна в мрежа от 10×10 km, като за всяка ЕМЕР клетка 50×50 km са използвани по 22–23 експериментално измерени резултати като средни стойности от 20-годишни измервания. За целта са използвани методите на разчленяване на речните хидрографи, хидрогеоложките параметри на водо-

носните хоризонти, измерване на минималния отток между два съседни хидрометрични пункта, инфилтрацията и изворния отток.

Установено е, че въздействието на тежките метали върху земните организми, в т.ч. и човека, корелира много по-добре с тяхното съдържание в почвения разтвор и подземните води, отколкото със съдържанието им в почвения субстрат (Crommentuijn et al. 1997, Lamersdorf et al. 1991, Tyler 1992, Wilkens 1995).

Вертикално дренираното количество живак се определя като произведение от вертикално дренираното водно количество и критичната концентрация на живак в лизиметричния отток, която за Hg [Hg]_{ss(crit)} е $1 \mu g m^{-3}$ (UBA 2004):

$$(3) \quad M_{le(crit)} = 10 Q_{le} [M]_{ss(crit)}$$

където:

Q_{le} е вертикално дренираното водно количество, $m yr^{-1}$;

$[M]_{ss(crit)}$ – критичната гранична стойност на общата концентрация на живак в почвения разтвор, $mg m^{-3}$.

Факторът 10 беше използван за превръщане на $mg m^{-2} yr^{-1}$ в $gha^{-1} yr^{-1}$.

♦ Критичните натоварвания за **живак** са определени по уравнението от *Steady state mass balance*:

$$(4) \quad Mtl = Mu + Mle$$

където:

Mtl е общото критично натоварване с живак, $gha^{-1} yr^{-1}$;

Mu – износът на живак с надземната биомаса, $gha^{-1} yr^{-1}$;

Mle – критичното дренирано количество живак с водния отток извън коренообитаемия слой, $gha^{-1} yr^{-1}$.

♦ **Превишенията на критичните натоварвания** за живак от реалните отлагания с валежите и от атмосферата са определени по формулата:

$$(5) Ex(CLHg) = PL(dry + wet)(Hg) - CL(Hg),$$

където:

$PL(dry + wet)(Hg)$ е годишното отлагане на живак с валежите под короните на широколистни и иглолистни рецептори, $gha^{-1}yr^{-1}$;

$CL(Hg)$ – критичното натоварване за живак, $gha^{-1}yr^{-1}$.

♦ **Картографирането** на моделните стойности за отложения с валежите живак, на критичните натоварвания за живак и техните превишения от реалните отлагания се извършва в реална ЕМЕР мрежа с GIS Arc-View програма.

В настоящето проучване за първи път у нас бяха определени критичните натоварвания за **живак** за иглолистни и широколистни рецептори.

Получените резултати показаха, че възможностите на горите в България за поемане на отлагания на живак, без да настъпят увреждания в тяхната структура и развитие, са значително по-големи, отколкото по отношение на оловото и кадмия.

Най-чувствителни спрямо отлаганията на този метал са иглолистните екосистеми в 55-а клетка от ЕМЕР мрежата, където стойността на критичните натоварвания за живак за иглолистни рецептори възлиза на $33,40 gha^{-1}yr^{-1}$, а най-толерантни към този замърсител са иглолистните гори в 41-ва клетка от

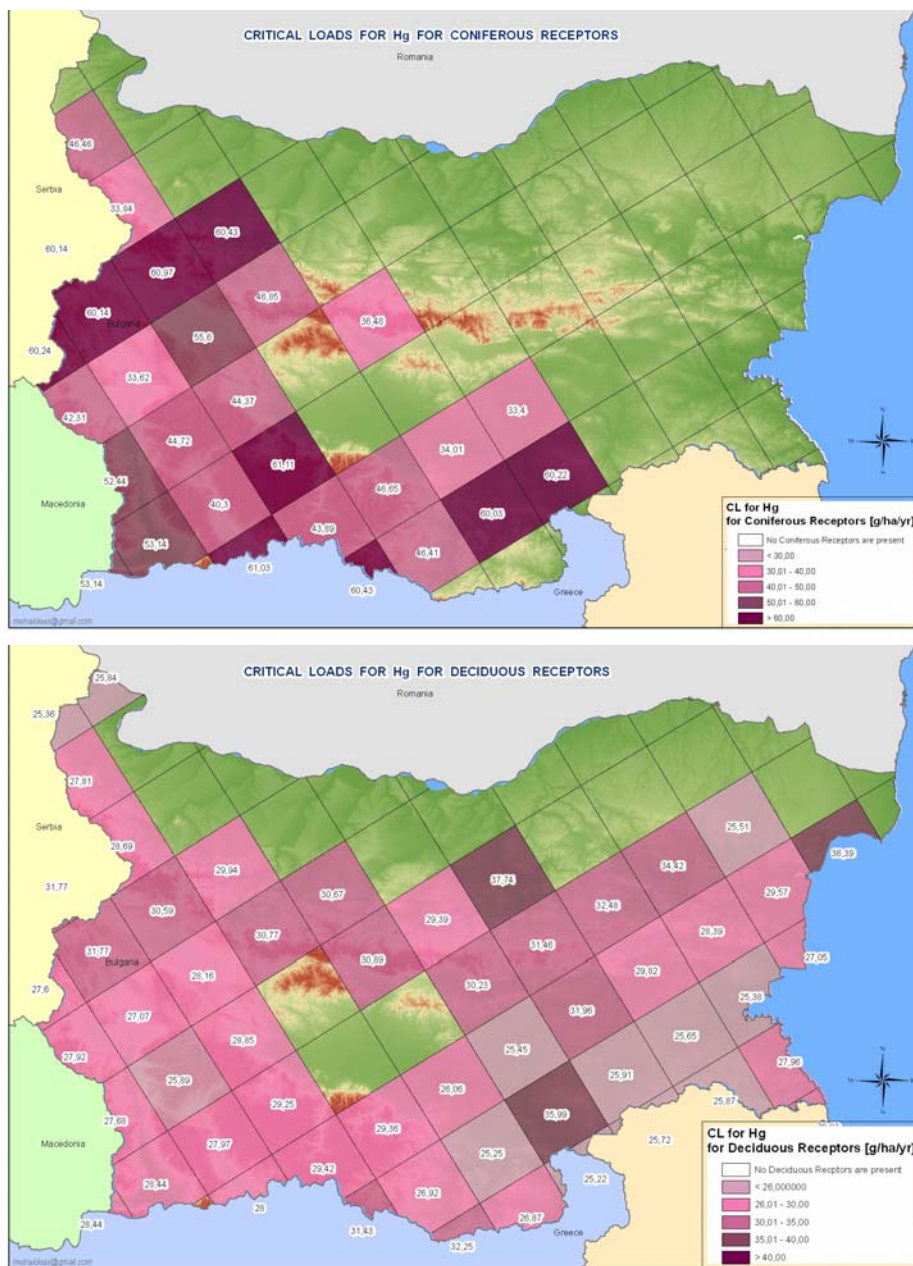
ЕМЕР мрежата с критични натоварвания от $61,11 gha^{-1}yr^{-1}$ (фиг. 1 горе).

Широколистните гори са по-уязвими, тъй като критичните натоварвания за живак за тях са по-ниски, отколкото за иглолистните. С най-ниски критични натоварвания за живак се характеризират широколистните гори в 64-та клетка от мрежата, където те могат да понесат, без увреждания, отлагания от $25,25 gha^{-1}yr^{-1}$, а най-високи стойности от $36,39 gha^{-1}yr^{-1}$ имат критичните натоварвания за този метал за широколистните рецептори от 60-а клетка (фиг. 1 долу).

От посочения диапазон за крайностите в поносимостта на горските рецептори към отлаганията на живак се вижда, че стойностите на критичните натоварвания за живак както за широколистни, така и за иглолистни гори, са много близки помежду си. Като цяло, освен че са по-високи, стойностите на критичните натоварвания за живак за иглолистните гори варират и в по-широки граници, отколкото тези за широколистните. При това най-високите стойности на критичните натоварвания за живака за широколистните екосистеми са от порядъка на най-ниските такива за иглолистните рецептори.

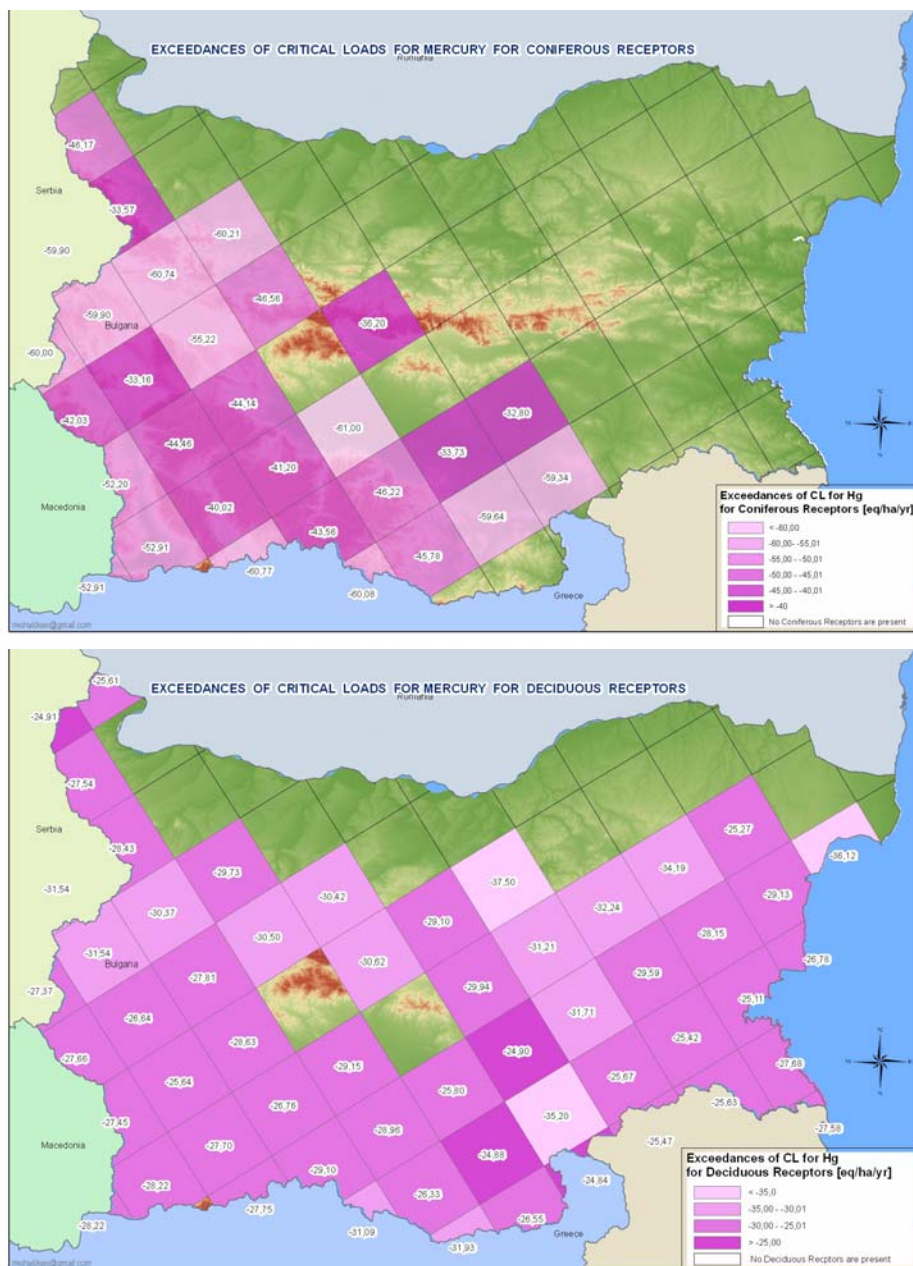
Отлаганията на **живак** са ниски за цялата територия на горския фонд и за широколистните гори варират между $0,10$ и $0,79 gha^{-1}yr^{-1}$, а за иглолистните съответно между $0,11$ и $0,88 gha^{-1}yr^{-1}$.

Критичните натоварвания за живак не са превишени в целия горски фонд, защото размерът на отлаганията му е значително по-нисък от стойностите на критичните натоварвания (фиг. 2).



Фиг. 1. Критични натоварвания за живак за иглолистни рецептори (горе) и широколистни (долу) за 2007 г. в България в ЕМЕР мрежа 50x50 km, gha⁻¹yr⁻¹

Fig. 1. Critical loads of Mercury for coniferous (top) and broad leaved (bottom) receptors for 2007 in EMEP grid 50x50 km in Bulgaria, gha⁻¹yr⁻¹



Фиг. 2. Превиишения на критичните натоварвания за живак за иглолистни гори (горе) и широколистни (долу) в ЕМЕР мрежа 50x50 km в България
 Fig. 2. Mercury critical loads exceedances for coniferous (top) and broad leaved (bottom) receptors for 2007 in EMEP grid 50x50 km in Bulgaria, $\text{gha}^{-1}\text{yr}^{-1}$

В заключение е необходимо да се отбележи, че за първи път у нас са определени **критичните натоварвания за живак** за горски екосистеми и е установено, че за иглолистни рецептори стойностите са в диапазона от 33,40 до 61,11 gha⁻¹yr⁻¹, а за широколистните, които са по-уязвими, тъй като критичните натоварвания за живак за тях са по-ниски, от 25,25 до 36,39 gha⁻¹yr⁻¹. Освен че са по-високи, стойностите на критичните натоварвания за живак за иглолистните гори варират и в по-широки граници, отколкото тези за широколистните, като най-високите стойности на критичните натоварвания за живака за широколистните екосистеми са от порядъка на най-ниските такива за иглолистните рецептори. В сравнение с критичните натоварвания за оловото и кадмия тези за живака са най-високи.

Литература

1. Блъскова, Г. 2004. Дървесинознание. С.: Издателска къща при ЛТУ.
2. Грозева, М., Е. Димитров, И. Джоргов. 1986. Структура и химичен състав на биомасата в смърчово насаждение от Рила планина. – **Горскостопанска наука**, 2, 52–58.
3. Духовников, Ю., И. Михов. 1983. Горска таксация. С.: Земиздат.
4. Любенова, М., Я. Саздов. 1995. Изследвания относно ролята на дървесния етаж в кръговрата на химичните елементи в ксеротермна дъбова екосистема от Западния Предбалкан. – **Във: Сборник юбилейна научна конференция (2–3 юни 1994) „100 г. от рождението на акад. Б. Стефанов (1894–1979)“**. Т. 2, 93–99.
5. CORINE Land Cover. 2000 (класификацията за горите), <http://www.emep.int/grid>.
6. Crommentuijn, T., M. D. Polder and E.J. Van de Plassche. 1997. Maximum permissible concentration and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM report no 601501001.
7. De Vries, W. and J. Bakker. 1998. Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems, Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre Rep. 166, Wageningen, Netherlands, 144 p.
8. De Vries, W., G. Schütze, P. Römkens, J-P. Hettelingh. 2001. Guidance for the Calculation of Critical Loads for Cadmium and Lead in Terrestrial and Aquatic Ecosystems.
9. Downing, R., J-P Hettelingh, PAM De Smet (eds). 1993. Calculation and mapping of critical loads in Europe: Status Report 1993. CCE/ RIVM, Rep. 259101003. Bilthoven.
10. Hettelingh, J-P, J. Slootweg, M. Posch. 2002. Preliminary Modelling and Mapping of Critical loads for Cadmium and Lead in Europe. RIVM report N 259101011/2002, 127 p.
11. Hettelingh, J-P, J. Slootweg, M. Posch. 2005. Modelling and mapping of critical loads for cadmium and lead in Europe. Bulgaria. CCE Progress Report RIVM, Bilthoven, Netherlands, (Bulgaria, 69–75).
12. Ignatova, N., K. Jorova, M. Grozeva, T. Kechajov, I. Stanev. 1999. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Bulgaria. UN/ECE Status report 1999 of Coordination center for effects N 259101009 (M. Posch, P.A.M. de Smet, J.-P. Hettelingh and R. J. Downing Eds.). RIVM, Bilthoven, Netherlands, 67–70.
13. Ignatova, N., K. Jorova, M. Grozeva, T. Kechajov, I. Stanev. 2001. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Bulgaria. UN/ECE Status report 2001 of Coordination center for effects N 259101009 (M. Posch, P.A.M. de Smet, J.-P. Hettelingh

and R. J. Downing Eds.). RIVM, Bilthoven, Netherlands, 114–120.

14. Ignatova, N., K. Jorova, M. Grozeva, R. Fikova. 2002. Preliminary Modelling and Mapping of Critical loads for Cadmium and Lead in Bulgaria. RIVM report N 259101011/2002 (Hettelingh J-P, J. Slootweg, M. Posch eds) 69–75.

15. Jorova, K., 1992. Critical limits of heavy metals toxicity in forest ecosystems. Report 82463101, 205.

16. Lamersdorf, N. P., D.L. Godbold, D. Knoche. 1991. Risk assessment of some heavy metals for the growth of Norway Spruce. Dordrecht. Water, Air, Soil Pollution. 57–58: 535–543.

17. Party, J. P., A. Probst, E. Dambrine, A.L. Thomas. 1993. Determination et cartographie des charges critiques en polluants atmospheriques dans les Vosges. Rap. Defin. Contrat Adem 3930013, 51 p.

18. Posch, M., J-P Hettelingh, PAM De Smet, RJ Downing (eds). 1997. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. RIVM Report 259101007.

19. Posch, M., PAM De Smet, J-P Hettelingh, RJ Downing (eds). 1999. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. RIVM Report 259101009.

20. Slootweg, J., M. Posch, J.P. Hettelingh. 2007. Critical loads of Nitrogen

and Dynamic Modelling. CCE Progress Report 2007 (Bulgaria, 115–120).

21. Sverdrup, H., W. De Vries. 1994. Calculating critical loads for acidity with the Simple Mass Balance model. – Water, Air and Soil Pollution, 72, 143–162.

22. Tsonmis, G. 1991. Science and Technology of Wood. Structure. Properties. Utilization. Van Nostrand Reinhold, New York.

23. Tyler, G. 1992. Critical concentrations of heavy metals in the mor horizon of Swedish forests. Solna, Sweden, Swedish Environmental Protection Agency, Report 4078, 38 p.

24. Wilkens, B. J. 1995. Evidence for groundwater contamination by heavy metals through soil passage under acidifying conditions. Utrecht, the Netherlands, PhD. Thesis, University of Utrecht, 146 p.

25. UBA. 1996. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping critical Levels/ Loads and geographical areas where they are exceeded. UN/ECE Convention on Long-range.

26. UBA. 2004. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping critical Loads and Levels and air pollution effects, risks and trends. Umweltbundesamt, Berlin DE. www.icpmapping.org.

CRITICAL LOADS OF MERCURY FOR FORESTED CATCHMENTS

Nadka Ignatova¹, Sonya Damyanova¹, Radka Fikova²

¹University of Forestry – Sofia;

²Central Laboratory of General Ecology – Bulgarian Academy of Sciences

UDK 502.6

Received 11.11.2009

Summary

Critical loads of Mercury have been determined for forested catchments in Bulgaria for the first time, using Steady State Mass Balance Method. The uptake of Mercury by the biomass as well as the leaching of Mercury by the runoff have been used in the calculating procedure taking into account the critical level of Mercury in the soil solution equal to $1 \mu\text{gdm}^{-3}$. Critical loads are considered as depositions of Mercury below which harmful effects for a given forested catchment are not expected. Exceedences of critical loads of Mercury by its real deposition have been calculated for 2007. It has been found that the values of critical loads of mercury are lower for catchments with broad leaved forests ranging between 25.25 and 36.39 $\text{gha}^{-1}\text{yr}^{-1}$, comparing to the coniferous forests (33.40–61.11 $\text{gha}^{-1}\text{yr}^{-1}$). The real depositions of Mercury in the forested areas in Bulgaria are very low situated between 0.10 and 0.88 $\text{gha}^{-1}\text{yr}^{-1}$ which means that there are not any risks of damage of forested catchments in Bulgaria by Mercury depositions.