



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för mikrobiologi

Riskkaraktärisering av oavsiktlig spridning av glyfosat vid ogräsbekämpning på järnväg

Harald Cederlund, Institutionen för mikrobiologi

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Cederlund H. 2015. *Risckarakterisering av oavsiktlig spridning av glyfosat vid ogräsbekämpning på järnväg*. Rapport från Institutionen för mikrobiologi, Sveriges lantbruksuniversitet ISBN 978-91-576-9330-3

Tryckår: 2015

Kontakt

harald.cederlund@slu.se

www.slu.se/

Innehåll

Sammanfattning	1
Summary	2
1 Syfte och arbetssätt	3
1.1 Avgränsningar	4
2 Vilka är riskerna spridnings- och exponeringsvägarna?	4
3 Hur stor är spridningen utanför det bekämpade området?	5
3.1 Spridning via vindavdrift	5
3.2 Förväntad koncentration i ytvatten	6
3.3 Förväntad koncentration i markens ytskikt	7
3.4 Mänsklig exponering enligt ett worst case scenario	7
3.5 Spridning via utlakning	8
4. Fastställande av Predicted No-Effect Concentrations (PNEC)	9
4.1 PNEC-värde för omkringliggande vegetation	9
4.2 PNEC-värde för ytvatten	11
4.3 DNEL-värden för mänsklig exponering	11
4.4 Gränsvärde för dricksvatten	11
5 Beräkning av riskkarakteriseringskvoter	12
5.1 Riskkarakteriseringskvoter för omkringliggande vegetation	12
5.2 Riskkarakteriseringskvoter för ytvatten	12
5.3 Riskkarakteriseringskvoter för mänsklig exponering	13
5.4 Sannolikhet att kontaminera dricksvatten via vindavdrift eller utlakning ...	14
6 Slutsatser och rekommendationer	15
Referenser	17

Sammanfattning

I den här rapporten undersöks riskerna med oavsiktlig spridning av glyfosat, via vindavdrift eller utlakning, när glyfosatpreparat används för ogräsbekämpning på järnväg. Syftet med arbetet har varit att ta fram ett underlag som kan användas för att besluta om vilka skyddsavstånd som i normalfallet krävs till olika typer av känsliga områden som omger järnvägen. Så kallade riskkarakteriseringskvoter har räknats fram genom att jämföra förutspådda miljökoncentrationer (PEC-värden) med förutspådda koncentrationer utan effekt (PNEC-värden). Beräkningarna visar att riskerna med mänsklig exponering och spridning till ytvatten genomgående är små och relativt okänsliga för olika antaganden kring spridningens storlek. De minimiskyddsavstånd för skydd av yt- och dricksvatten (6 och 12 m) som föreslås av Naturvårdsverket bedöms därmed som tillräckliga. Risken för påverkan på omkringliggande vegetation bedöms som acceptabel men då riskkarakteriseringskvoten för påverkan på vegetation ligger nära ett är den bedömningen mer känslig för vilka antaganden som görs. Då det råder vissa frågetecken rörande hur representativa de vindavdriftsmätningar som har utförts på ogräståget är för svenska förhållanden är det därför av vikt att dessa mätningar upprepas för att ge ett bättre beräkningsunderlag. Risken att enskilda brunnar som ligger nära järnvägen kontamineras via utlakning i koncentrationer som överstiger 0,1 µg/l kan inte helt uteslutas och behovet av skyddsavstånd till dessa bör bedömas från fall till fall.

Summary

This report investigates the risks associated with unintentional spread of glyphosate, through wind drift or leaching, from weed control on Swedish railways. The purpose of the work has been to determine how large non-spray zones that are normally required in order to protect sensitive areas close to railways. Risk characterization ratios were calculated for a number of scenarios by dividing predicted environmental concentrations (PEC-values) with predicted no-effect concentrations (PNEC-values). The calculations show that the risks posed to humans and surface waters are low and that this assessment is relatively insensitive to different assumptions regarding how large the unintentional spread of glyphosate is. The minimum safety distances for protecting surface and drinking-waters (of 6 and 12 m, respectively) proposed by the Swedish Environmental Protection Agency are therefore sufficient. The risk of affecting the vegetation surrounding the railway is deemed acceptable but this assessment is more sensitive to the assumptions made. Since the wind drift measurements that have been made using the weed control train are not necessarily representative for how the train is used in Sweden, it is important that these measurements are repeated. The risk that private wells situated close to the railway are contaminated in concentrations exceeding $0.1 \mu\text{g/l}$ by glyphosate leaching from the railway cannot be ruled out and it is proposed that the need for non-spray zones close to such wells should be handled from case to case.

1 Syfte och arbetssätt

Syftet med den här rapporten är att ge ett underlag till det arbete som pågår på Trafikverket med att revidera dokumentet ”Rutin för hantering av restriktionsytor vid kemisk ogräsbekämpning på järnväg, TDOK 2013:0621”. Rutinen beskriver hur man på ett enhetligt sätt ska identifiera och besluta om vilka områden på järnvägen som ska vara restriktionsytor (dvs. områden där spridning av bekämpningsmedel inte får ske). Den principiella arbetsgången i rutinen är att känsliga områden som ligger utmed järnvägen identifieras och att restriktionsytor inrättas i de fall där järnvägen löper genom dessa känsliga områden eller så nära att ett tillräckligt skyddsavstånd inte kan hållas till det känsliga området.

Vad som är ett tillräckligt skyddsavstånd är inte alltid helt tydligt. Lagstiftningen reglerar att spridning av bekämpningsmedel inte får ske inom vissa områden (t.ex. vattenskyddsområden om inte tillstånd ges, inom nationalparker om det står i parkens föreskrifter). I övrigt gäller att den som sprider bekämpningsmedel är skyldig att ”bestämma och iakttä de skyddsavstånd som med hänsyn till omständigheterna är nödvändiga till skydd för vattentäkter, sjöar och vattendrag samt omgivande mark och annan egendom” (Naturvårdsverket, 1997a). Vid bestämningen av skyddsavstånd skall särskild hänsyn tas till platsspecifika förhållanden, bekämpningsmedlets egenskaper och omgivningens känslighet för medlet. Platsspecifika förhållanden måste alltid bedömas av entreprenören i fält men det går att utifrån uppmätt och insamlad information om bekämpningsmedlets spridning i miljön och dess egenskaper undersöka hur stora skyddsavstånd som i normalfallet krävs till olika typer av miljöer.

I den här rapporten söker jag på ett strukturerat sätt kvantifiera riskerna med oavsiktlig spridning av glyfosat utanför järnvägsanläggningen för att på så vis uppskatta behovet av skyddsavstånd. Som stöd för arbetet har tillvägagångssättet som beskrivs i europeiska kemikaliemyndighetens dokument ”Guidance on information requirements and chemical safety assessment – Part E: Risk Characterization”(ECHA, 2012) använts.

Som steg ett har storleken av spridningen utanför banvallen uppskattats för att på så vis beräkna fram PEC-värden (”Predicted Environmental Concentrations”) på olika avstånd från banvallen.

Som steg två har känsligheten för glyfosat hos omkringliggande vegetation/ytvatten eller hos människor som vistas i närheten av spåret uppskattats för att fastställa PNEC – värden (Predicted No-Effect Concentrations) eller DNEL-värden (Derived No-Effect Level).

I steg tre räknas så kallade riskkaraktiseringskvoter fram genom att jämföra PEC-värdena med PNEC-värdena. I de scenarios där riskkaraktiseringskvoten översti-

ger ett (när den förväntade koncentrationen/mängden överstiger det värde som anses säkert) finns det en risk för påverkan vilket indikerar att skyddsavståndet bör vara större.

För att bedömningarna ska vara så robusta som möjligt har jag genomgående försökt göra antaganden som överskattar spridning, exponering och känslighet.

1.1 Avgränsningar

Risikkaraktiseringen är utförd för ogräsbekämpning på linje och utgår ifrån de vindavdriftsmätningar som utförts på Bayers ogräståg och gäller främst påverkan som sker på känsliga områden som ligger bredvid själva spårområdet. De spridningsvägar som beaktats är främst via vindavdrift och via utlakning. Spridning via ytavrinning har inte beaktats då sådan spridning är osannolik pga. banvallens grova markstruktur.

För ogräsbekämpning på driftplats, med ryggspruta och/eller fyrhjuling, kan andra skyddsavstånd än de som föreslås här behöva iakttas. Detta gäller speciellt vid spridning med fyrhjuling där sprutrampen sitter relativt högt och där vindavdriften därmed kan förutspås vara mer omfattande. Vid driftplatsbekämpning bör dock förutsättningarna vara goda för entreprenören att på ett bra sätt utföra bedömningar av vilka skyddsavstånd som krävs av hänsyn till platsspecifika förutsättningar.

Ingen bedömning görs i det här dokumentet heller av risk för hälsopåverkan på personalen som arbetar med spridningen eller av påverkan på i spåret levande organismer.

2 Vilka är riskerna spridnings- och exponeringsvägarna?

Glyfosat är ett ogräsbekämpningsmedel och är som sådant främst akut giftigt för växter - därför finns det risk för skada på omkringliggande vegetation och grödor. Då glyfosat binds hårt till markpartiklar och inte tas upp via växternas rötter är den spridningsväg som är aktuell att beakta främst vindavdrift.

Glyfosat kan även potentiellt spridas till ytvatten via vindavdrift. I normalfallet är områden nära ytvatten alltid inrättade som restriktionsytor där ingen spridning får ske (i enlighet med rekommendationerna i de allmänna råden (Naturvårdsverket, 1997b). Man kan dock tänka sig att oavsiktlig spridning kan ske till mindre vattensamlingar, vattenpölar, diken etc. Det är också intressant att undersöka om det

skyddsavstånd på 6 m som föreslås i Naturvårdsverkets Allmänna råd är tillräckligt (Naturvårdsverket, 1997b).

Vindavdrift kan ge upphov till direkt exponering för en person som vistas i närheten av spårområdet när tåget passerar. Även indirekt exponering (hudupptag vid grävarbeten, oralt intag) för någon som vistas i eller vid sidan av spår efter en besprutning kan vara aktuell och bör riskbedömas.

Spridning till grundvatten kan ske genom utlakning från banvallen.

Spridning till dricksvatten kan potentiellt ske både genom vindavdrift (ytvattentäkt) eller utlakning (grundvattentäkt).

3 Hur stor är spridningen utanför det bekämpade området?

3.1 Spridning via vindavdrift

En vindavdriftsmätning med Bayers ogrästtåg genomfördes i Tyskland 2006 och resultaten finns rapporterade i (Wygoda et al., 2006). Man bör notera att dessa mätningar genomfördes vid vindstyrkor mellan 2.9-4 m/s, med en vätskemängd på mellan 595-664 l/ha. I Sverige har Bayer under 2014 använt sig av vätskemängden 350 l/ha och enligt kontraktet med Trafikverket är ogräsbekämpning godkänd vid vindstyrkor upp till 5 m/s. Då risken för vindavdrift är beroende av såväl vindstyrka som vätskemängd (vätskemängden påverkar droppstorleken: större vätskemängd ökar droppstorleken och minskar risken för vindavdrift) är det troligt att dessa mätningar i viss mån underskattar risken för vindavdrift.

I beräkningen har jag utgått från den högsta uppmätta vindavdriften i Bayers försök och gjort ett antagande om att hela spåret besprutas så att den utspridda mängden därmed blir 5 l Roundup Bio/ha, eller 1800 g glyfosat/ha. För att ta höjd för osäkerheten i vindavdriftsmätningen så har PEC-värden i tabellerna nedan dessutom genomgående räknats fram för såväl 2 gånger som 4 gånger de uppmätta värdena.

Tabell 1. Utspridd mängd glyfosat på olika avstånd från spåret och vid olika antaganden om vindavdrift

	Avstånd från besprutat område	Avdrift (%)	Utspridd mängd (g/ha)	Utspridd mängd (mg/m ²)
1 x uppmätt vindavdrift	0 m	-	1800	180
	3 m	0,041	0,74	0,074
	6 m	0,03	0,54	0,054
	12 m	0,01	0,18	0,018
2 x uppmätt vindavdrift	0 m	-	1800	180
	3 m	0,082	1,48	0,148
	6 m	0,06	1,08	0,108
	12 m	0,02	0,36	0,036
4 x uppmätt vindavdrift	0 m	-	1800	180
	3 m	0,164	2,95	0,295
	6 m	0,12	2,16	0,216
	12 m	0,04	0,72	0,072

3.2 Förväntad koncentration i ytvatten

För att räkna fram koncentrationen i ytvatten (Tabell 2) så har jag gjort antagande om en jämn spridning över hela vattenytan av de mängder som räknats fram i Tabell 1 och en jämn omblandning i hela vattenvolymen. Jag har också gjort det realistiska antagandet att ingen adsorption sker till partiklar/sediment från vattenfasen. Beräkningen har utförts för vattensamlingar med tre olika djup.

Tabell 2. PEC för glyfosat i ytvatten under olika antaganden

	Avstånd från besprutat område	Koncentration i ytvatten		
		0,1 m djup (µg/l)	0,5 m djup (µg/l)	1 m djup (µg/l)
1 x vindavdrift	0 m*	1800	360	180
	3 m	0,74	0,15	0,07
	6 m	0,54	0,11	0,05
	12 m	0,18	0,04	0,02
2 x vindavdrift	0 m*	1800	360	180
	3 m	1,48	0,30	0,15
	6 m	1,08	0,22	0,11
	12 m	0,36	0,07	0,04
4 x vindavdrift	0 m*	1800	360	180
	3 m	2,95	0,60	0,30
	6 m	2,16	0,43	0,22
	12 m	0,72	0,14	0,07

* Dvs. vid direkt besprutning i vattnet.

3.3 Förväntad koncentration i markens ytskikt

För att räkna fram koncentrationen i mark så har jag antagit att glyfosatet fördelas jämnt i den översta centimetern av marken och inte nedtransporteras. Koncentrationen blir olika i olika jordar pga. olika bulkdensiteter. I beräkningen har jag använt mig av bulkdensiteterna 0,5; 1,1 och 1,6 g/cm³ för att beräkna fram koncentrationer i en organisk jord, en lerjord och en sandjord.

Tabell 3. PEC för glyfosat i markens översta cm under olika antaganden

	Koncentration i mark (mg/kg)			
	Avstånd från besprutat område	Organisk jord	Lera	Sand
1 x vindavdrift	0 m	36	16,36	11,25
	3 m	0,015	0,007	0,005
	6 m	0,011	0,005	0,003
	12 m	0,004	0,002	0,001
2 x vindavdrift	0 m	360	16,36	11,25
	3 m	0,030	0,013	0,009
	6 m	0,022	0,010	0,007
	12 m	0,007	0,003	0,002
4 x vindavdrift	0 m	360	16,36	11,25
	3 m	0,059	0,027	0,018
	6 m	0,043	0,020	0,014
	12 m	0,014	0,007	0,005

3.4 Mänsklig exponering enligt ett worst case scenario

För att bedöma hur stor den mänskliga exponeringen kan vara från oavsiktlig spridning av preparatet har tre olika exponeringsvägar undersökts, hudupptag via vindavdrift, oralt intag via ytvatten och oralt intag av jord. Vidare har ett kombinerat exponeringsscenario räknats fram där den potentiella exponeringen från dessa exponeringsvägar har summerats.

För vindavdriften har ett scenario där en person vistas vid sidan av spåret när ogräståget passerar beaktats. Ett antagande har gjorts om att personen träffas av motsvarande hela den mängd som sprids på en kvadratmeter stor yta och att hudupptaget är 10 %. (Hudupptaget uppskattas i själva verket vara 3 % (FOOTPRINT, 2008)). Exponeringen har beräknats för ett barn med kroppsvikten 15 kg.

För oral exponering via ytvatten har ett antagande gjorts om att personen dricker 5 l kontaminerat vatten från ett 1 dm djupt ytvatten (se Tabell 2). Exponeringen har beräknats för ett barn med kroppsvikten 15 kg

För oral exponering via mark (ett barn som äter jord) så har ett antagande gjorts om att personen äter 1 kg organisk jord (som har den högsta koncentrationen) som enbart kommer från den översta centimetern mark (se Tabell 3). Exponeringen har beräknats för ett barn med kroppsvikten 15 kg.

Tabell 4. Mänsklig exponering enligt ett worst-case scenario

Exponering (mg/kg kroppsvikt)					
	Avstånd från besprutat område	1. Via vindavdrift	2. Via ytvatten	3. Via mark	Kombinerad exponering (1+2+3)
1 x vindavdrift	0 m	6	0,6	2,4	9
	3 m	0,0025	0,00025	0,0010	0,0037
	6 m	0,0018	0,00018	0,0007	0,0027
	12 m	0,0006	0,00006	0,0002	0,0009
2 x vindavdrift	0 m	6	0,6	2,4	9
	3 m	0,0049	0,00049	0,0020	0,0074
	6 m	0,0036	0,00036	0,0014	0,0054
	12 m	0,0012	0,00012	0,0005	0,0018
4 x vindavdrift	0 m	6	0,6	2,4	9
	3 m	0,0098	0,00098	0,0039	0,0148
	6 m	0,0072	0,00072	0,0029	0,0108
	12 m	0,0024	0,00024	0,0010	0,0036

3.5 Spridning via utlakning

Inom miljökontrollprogrammet för kemiska bekämpningsmedel på banvall som bedrevs 2007-2010 demonstrerades att spridningen av glyfosat till grundvattnet i de flesta fall är liten. I vissa fall kan dock glyfosat eller nedbrytningsprodukten AMPA detekteras i grundvattnet direkt under banvallen. Den högsta påvisade koncentrationen i något enskilt fall var 1,7 µg/l (Jonsson, 2011). Inom kontrollprogrammet togs också en spridningsmodell fram för att beskriva utlakningen. Modellen indikerade även den liten spridning till grundvattnet men kunde inte förutsäga enskilda koncentrationstoppar och det krävs en ökad förståelse för grundläggande processer för att kunna använda modellen för att förutspå hur stor utlakningen är (Peters, 2012). Glyfosatets vidare spridning till eventuella dricksvattenuttag

kommer att påverkas av utspädning, fastläggning och nedbrytning men är i dagsläget svår att kvantifiera.

4. Fastställande av Predicted No-Effect Concentrations (PNEC)

4.1 PNEC-värde för omkringliggande vegetation

Då glyfosat är ett ogräsbekämpningsmedel och mycket av den omkringliggande marken är täckt av potentiellt känsliga växter, jordbruksgrödor, skogar, trädgårdar etc. är det relevant att fastställa vilken exponeringsnivå som kan anses vara säker för dessa. Inga krav finns att vid registreringen av ogräsbekämpningsmedel fastställa NOEC-värden (NOEC = No Observed Effect Concentration) för växter och växter används i normalfallet inte som testorganismer vid ekotoxikologiska tester. För att fastställa relevanta PNEC-värden för omkringliggande vegetation har därför resultat från den vetenskapliga litteraturen sammanställts (Tabell 5). Främst handlar det om studier som har undersökt konsekvenserna av vindavdrift inom jordbruket.

Studier har utförts på en rad olika arter och i olika typer av experimentella system. Utifrån artiklarna har jag extraherat information om den lägsta (studerade) dosen vid vilken en effekt kunde observeras på någon studerad parameter (skördenivå, biomassa, blomning etc.) och den lägsta (studerade) dosen vid vilken ingen effekt kunde påvisas.

I vissa fall har effekt uppstått redan vid den lägsta studerade dosen och i flera av studierna är det ganska stora hopp mellan studerade doser. För flertalet av arterna är det nog därför rimligt att anta att den högsta ”säkra” dosen (motsvarande PNEC) ligger någonstans mellan dessa båda värden. Den lägsta dosen vid vilken effekt uppstår hos någon studerad art/parameter i någon studie är 8 g glyfosat/ha. I flertalet fall tycks dock en nivå på 8 g/ha vara säker. Då underlaget är relativt omfattande och baserat på fältstudier (och alltså ingen extrapolering från lab-data till fält krävs) har jag valt att räkna med värdet 4 g/ha som PNEC för växter.

Tabell 5. Översikt över resultat från studier som studerat effekter av vindavdrift av glyfosat på växter

Studie	Studerad art	Svenskt namn	Studerade parametrar	Högsta dos utan påvisbar effekt	Lägsta dos vid vilken effekt påvisats
(Brown et al., 2009)	<i>Zea mays</i>	Majs	biomassa, höjd, visuella symptom	10 g/ha	50 g/ha
(Cedergreen, 2008)	<i>Hordeum vulgare</i>	Korn	diverse parametrar	4 g/ha	8 g/ha ^a
(Damgaard et al., 2014)	<i>Agrostis capillaris</i>	Rödven	täckningsgrad, densitet, interaktion	-	18 g/ha ^b
	<i>Festuca ovina</i>	Fårsvingel		-	36 g/ha ^b
(Davis et al., 2013)	<i>Tritium aestivum</i>	Vete	visuella symptom, skörd mm.	-	87.5 g/ha
(Felix et al., 2011)	<i>Solanum tuberosum</i>	Potatis	visuella symptom, skörd, shikmic acid	8.5 g/ha	17.5 g/ha ^c
(Gove et al., 2007)	<i>Carex remota</i>	Skärmstarr	biomassa, resursallokering	21.6 g/ha	108 g/ha
	<i>Gallium odoratum</i>	Myskmadra		21.6 g/ha	108 g/ha
	<i>Geranium robertianum</i>	Stinknäva		-	21.6 g/ha
	<i>Mercurialis perennis</i>	Skogsbingel		21.6 g/ha	108 g/ha
	<i>Primula vulgaris</i>	Jordviva		-	21.6 g/ha
	<i>Viola riviniana</i>	Skogsviol		21.6 g/ha	108 g/ha
	(Londo et al., 2014)	<i>Brassica napus L.</i>	Raps	biomassa, blomning, pistillfunktion, m.m.	-
<i>Brassica rapa L.</i>		Åkerkål		-	63.7 g/ha
<i>Brassica nigra</i>		Svartsenap		-	63.7 g/ha
<i>Brassica juncea</i>		Sareptasenap		-	63.7 g/ha
(McNaughton et al., 2012)	<i>Solanum lycopersicon</i>	Tomat	skörd, blomning, visuella symptom	-	22.5 g/ha
(Pfleger et al., 2012)	<i>Clarkia amoena</i>	Atlasblomma	höjd, växtvolym	8.3 g/ha	83 g/ha
	<i>Cynosurus echinatus</i>	Taggäxing		-	8.3 g/ha
	<i>Festuca roemerii</i>	(ett gräs)		8.3 g/ha	83 g/ha
	<i>Prunella vulgaris</i>	Brunört		8.3 g/ha	83 g/ha
(Sawchuck et al., 2006)	<i>Brassica napus L.</i>	Raps		ca 8 g/ha ^d	30 g/ha
	<i>Phaseolus vulgaris L.</i>	Böna		ca 8 g/ha ^d	30 g/ha
(Schrübbbers et al., 2014)	<i>Coffea arabica</i>	Kaffe	bladyta, biomassa, visuella symptom mm.	11 g/ha	28 g/ha

^a svagt positiv effekt på biomassa 1 vecka efter sprutning; ^b ED10-värde (10 % effekt); ^c ED5-värde; ^d visuellt uppskattat från grafer i artikeln

4.2 PNEC-värde för ytvatten

Det av kemikalieinspektionen framtagna riktvärdet för glyfosat i ytvatten anger den koncentration av ett ämne där inga effekter på vattenmiljön förväntas och kan därför sägas vara ekvivalent med PNEC-värde. För glyfosat fastställdes riktvärdet 2007 till 0,1 mg/liter (tidigare 0.01 mg/l). Riktvärdena och tillvägagångssättet för att fastställa dem finns beskrivna på kemikalieinspektionens hemsida (KemI).

4.3 DNEL-värden för mänsklig exponering

När det gäller kronisk exponering så har EU fastställt ett AOEL-värde (AOEL = Acceptable Operator Exposure Level) och ett ADI-värde (ADI = Acceptable Daily Intake) för glyfosat och som kan användas som DNEL-värden i riskkaraktiseringen.

AOEL-värdet är den högsta exponeringsnivå som anses riskfri att exponeras för varje dag. AOEL-värdet för glyfosat är 0.2 mg/kg kroppsvikt och dag. På motsvarande sätt är ADI-värdet den högsta mängd glyfosat som anses riskfri att få i sig via oralt intag varje dag. ADI-värdet för glyfosat är 0.3 mg/kg kroppsvikt och dag (European Commission, 2002).

Något ARfD-värde (ARfD = Acute Reference Dose), dvs. den högsta mängd glyfosat som är OK att utsättas för vid ett enskilt tillfälle, har inte ansetts nödvändigt att ta fram. I riskkaraktiseringen har därför AOEL-värdet och ADI-värdet genomgående använts som DNEL-värden att jämföra med vilket bör överskatta risken.

4.4 Gränsvärde för dricksvatten

För ytvatten eller grundvatten, som används eller skulle kunna användas för dricksvattenuttag, är det också relevant att bedöma risken för att spridningen leder till att gränsvärdet för bekämpningsmedel i dricksvatten på 0,1 µg/l överskrids.

5 Beräkning av riskkarakteriseringskvoter

För att bedöma hur stora riskerna med oavsiktlig spridning av glyfosat är beräknas så kallade riskkarakteriseringskvoter enligt:

$$\text{Riskkvot} = \frac{PEC}{DNEL} \text{ eller } \frac{PEC}{PNEC}$$

där alltså en riskkvot > 1 indikerar att spridningen i det scenariot medför en oacceptabelt hög risk och en riskkvot < 1 indikerar att spridningen är säker. På motsvarande sätt görs också en bedömning av risken att gränsvärdet för dricksvatten överskrids.

5.1 Riskkarakteriseringskvoter för omkringliggande vegetation

Riskkarakteriseringskvoterna har genomgående ett värde lägre än 1 för avstånd > 3 m från det besprutade området. Då kvoterna inte är så mycket lägre än 1 är dock en kvalificerad gissning att effekter i vissa fall skulle kunna uppstå på vegetationen i zonen < 3 m från det besprutade området.

Tabell 6. Riskkarakteriseringskvoter för vegetation vid sidan av spåret

	Avstånd från besprutat område	Riskkvoter
1 x uppmätt vindavdrift	0 m	450
	3 m	0,18
	6 m	0,14
	12 m	0,05
2 x uppmätt vindavdrift	0 m	450
	3 m	0,37
	6 m	0,27
	12 m	0,09
4 x uppmätt vindavdrift	0 m	450
	3 m	0,74
	6 m	0,54
	12 m	0,18

5.2 Riskkarakteriseringskvoter för ytvatten

De beräknade riskkarakteriseringskvoterna för ytvatten är mycket låga i samtliga fall. I princip måste spridning ske direkt i ytvatten för att riktvärdet för ytvatten på

100 µg/l ska överstigas. Inte heller det tidigare riktvärdet på 10 µg/l skulle över-
skridas i något av scenarierna.

Tabell 7. Riskkaraktiseringskvoter för ytvatten

	Avstånd från besprutat område	0,1 m djup (µg/l)	0,5 m djup (µg/l)	1 m djup (µg/l)
1 x vindavdrift	0 m	18	3,6	1,8
	3 m	0,007	0,0015	0,0007
	6 m	0,005	0,0011	0,0005
	12 m	0,002	0,0004	0,0002
2 x vindavdrift	0 m	18	3,6	1,8
	3 m	0,015	0,0030	0,0015
	6 m	0,011	0,0022	0,0011
	12 m	0,004	0,0007	0,0004
4 x vindavdrift	0 m	18	3,6	1,8
	3 m	0,030	0,0060	0,0030
	6 m	0,022	0,0043	0,0022
	12 m	0,007	0,0014	0,0007

5.3 Riskkaraktiseringskvoter för mänsklig exponering

De framräknade riskkaraktiseringskvoterna för mänsklig exponering (Tabell 8) visar att exponeringen i samtliga scenarier ligger långt under vad som anses vara säkra nivåer trots att ett worst-case scenario har använts. Ingen motsvarande beräkning har gjorts för intag av kontaminerat grundvatten men då koncentrationerna i grundvattnet förväntas vara mycket lägre än i ytvatten är detta onödigt.

Tabell 8. Riskkarakteriseringskvoter för mänsklig exponering

	avstånd från besprutat område	1. för exponering via vindavdrift	2. för exponering via ytvatten	3. för exponering via mark	kombinerad exponering (1+2+3)
1 x vindavdrift	0 m	30	0,6	8	45
	3 m	0,012	0,00025	0,0033	0,018
	6 m	0,009	0,00018	0,0024	0,014
	12 m	0,003	0,00006	0,0008	0,005
2 x vindavdrift	0 m	30	0,6	8	45
	3 m	0,025	0,00049	0,0066	0,037
	6 m	0,018	0,00036	0,0048	0,027
	12 m	0,006	0,00012	0,0016	0,009
4 x vindavdrift	0 m	30	0,6	8	45
	3 m	0,049	0,00098	0,0131	0,074
	6 m	0,036	0,00072	0,0096	0,054
	12 m	0,012	0,00024	0,0032	0,018

5.4 Sannolikhet att kontaminera dricksvatten via vindavdrift eller utlakning

I flera av de framräknade exemplen i Tabell 2 överskrider gränsvärdet 0,1 µg/l. Dock förefaller det inte troligt att så små vattenvolymer som används i räkneexemplen skulle användas för dricksvattenuttag. Det föreslagna skyddsavståndet till vattentäcker är 12 m och för detta avstånd gäller att gränsvärdet inte överskrider för vattendjup på 1 m i något av scenarierna. Därmed är risken med vindavdrift förmodligen låg. Risken att kontaminera ytvatten kommer att vara störst i små, grunda vattenreservoarer, speciellt de som har sin huvudsakliga utsträckning utmed järnvägen.

För grundvattnet gäller att utlakningen generellt är låg – det går dock inte att utsluta att koncentrationen i grundvattnet direkt under, eller i nära anslutning till järnvägen kan överskrida gränsvärdet för dricksvatten i vissa fall. Även för grundvatten gäller att risken för kontaminering är högst i små grundvattenreservoarer eller sådana som har sin uträkning utmed järnvägen. Framförallt bör det vara enskilda brunnar i närheten av järnvägen som ligger i farozonen.

6 Slutsatser och rekommendationer

Analysen visar att risken för att spridning av glyfosat utanför spårområdet (via främst vindavdrift) skulle påverka människors hälsa är mycket låg. Då de antaganden som gjorts i beräkningarna på flera sätt överdriver såväl spridning som exponering och då riskkaraktäriseringskvoterna trots detta är mycket låga är den bedömningen sannolikt mycket robust. Därmed är behovet av att inrätta restriktionszoner i närheten av tätbebyggda områden i normalfallet lågt.

Risken för att spridning till ytvatten skulle ge upphov till koncentrationer som överskrider gällande riktvärde på 100 µg/l för ytvatten (eller det gamla riktvärdet på 10 µg/l) är också mycket låg. Därmed gäller att det rekommenderade minsta skyddsavståndet på 6 m till ytvatten (Naturvårdsverket, 1997b) är fullt tillräckligt för att skydda vattenmiljön.

När det gäller påverkan på växter så visar analysen att risken för påverkan på växter längre än 3 m från det besprutade området är acceptabel. För avstånd mindre än 3 m från besprutat område kan en viss påverkan inte uteslutas.

Risken att spridning via vindavdrift medför att koncentrationen i ytvatten överstiger gränsvärdet för dricksvatten kan inte uteslutas om vattenvolymen är grund eller mycket liten. I normalfallet, och vid större vattenvolymer än någon kubikmeter, bör det föreslagna skyddsavståndet på 12 m vara tillräckligt för att minimera risken att gränsvärdet överskrids.

Mätningar av utlakning till grundvatten visar att man inte kan utesluta att koncentrationen glyfosat eller AMPA i vissa fall kan överstiga gränsvärdet 0,1 µg/l direkt under eller i nära anslutning till banvallen. En kvalificerad gissning är att det främst är enskilda brunnar som ligger i närheten av spåret som kan tänkas bli påverkade. Trafikverket bör därför i möjligaste mån identifiera dessa brunnar och inrätta skyddszoner kring dem. Om 12 m är ett tillräckligt skyddsavstånd bör här bedömas från fall till fall.

De mätdata som ligger till grund för uppskattningarna av vindavdrift och utlakning är inte helt perfekta. Mätningarna av vindavdrift utfördes med högre vätskemängd än vad ogräståget använder idag vilket skulle kunna tänkas underskatta vindavdriften. Framförallt är det riskkaraktäriseringen för påverkan på vegetationen nära spåret som skulle kunna vara känslig för en sådan underskattning. Nya mätningar bör genomföras under mer representativa förhållanden när tillfälle ges. På motsvarande sätt genomfördes miljökontrollprogrammet för ogräsbekämpning på platser som i normalfallet inte skulle ha besprutats vilket kan tänkas ge missvisande information rörande utlakningen. Det nya miljökontrollprogrammet som är i uppstartsfasen är delvis annorlunda upplagt. Nya mätdata kan minska osäkerheterna i beräkningarna.

Risikkarakteriseringen är utförd med avseende på glyfosat. I det fall Trafikverket i framtiden börjar använda ett nytt preparat bör motsvarande beräkningar göras för att se om det finns anledning att revidera vilka skyddsavstånd som krävs till omgivande mark och vatten och om därmed fler restriktionsytor behöver inrättas.

Liknande beräkningar som i den här rapporten – fast omvända kan användas av Trafikverket för att räkna fram vilka krav de bör ställa på sina entreprenörer med avseende på vindavdrift. I den upphandling som genomfördes 2012 fanns följande krav med i den tekniska beskrivningen: ”*Entreprenören ska visa dokumentation på att den sedimenterade avdriften fem meter från spårmitt inte överstiger fyra procent av utsprutad vätskemängd när hela arbetsbredden används.*” Detta krav är mycket lågt ställt i förhållande till hur stor vindavdriften är enligt mätning och kan/bör förmodligen skärpas vid framtida upphandlingar.

Referenser

- Brown, L.R., Robinson, D.E., Loux, B.G., Young, M.M., Johnson, W.G., 2009. Response of corn to simulated glyphosate drift followed by in-crop herbicides. *Weed Technol.* 23, 11–16.
- Cedergreen, N., 2008. Is the growth stimulation by low doses of glyphosate sustained over time? *Environ. Pollut.* 156, 1099–1104.
- Damgaard, C., Strandberg, B., Mathiassen, S.K., Kudsk, P., 2014. The effect of glyphosate on the growth and competitive effect of perennial grass species in semi-natural grasslands. *J. Environ. Sci. Heal. Part B* 49, 897–908.
- Davis, B., Scott, R.C., Norsworthy, J.K., Gbur, E., 2013. Response of wheat (*Triticum aestivum*) to low rates of glyphosate and glufosinate. *Crop Prot.* 54, 181–184.
- ECHA, 2012. Guidance on information requirements and chemical safety assessment - Part E: Risk Characterization.
- European Commission, 2002. Review report for the active substance glyphosate.
- Felix, J., Boydston, R., Burke, I.C., 2011. Potato response to simulated glyphosate drift. *Weed Technol.* 25, 637–644.
- FOOTPRINT, 2008. The FOOTPRINT Pesticide Properties Database. Database collated by the University of Hertfordshire as part of the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704).
- Gove, B., Power, A., Buckley, G.P., Ghazoul, J., 2007. Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland flora: comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys. *J. Appl. Ecol.* 44, 374–384.
- Jonsson, E., 2011. Miljökontrollprogram för kemiska bekämpningsmedel - Slutrapport. Uppsala.
- KemI, n.d. Riktvärden för ytvatten. Kem. hemsida. URL: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Bekampningsmedel/Vaxtskyddsmedel/Vaxtskyddsmedel-i-Sverige/Riktvarde-for-ytvatten/> (accessed 3.4.15).

- Londo, J.P., McKinney, J., Schwartz, M., Bollman, M., Watrud, C.S.L., 2014. Sub-lethal glyphosate exposure alters flowering phenology and causes transient male sterility in *Brassica* sp. *BMC Plant Biol.* 17, 70.
- McNaughton, K.E., Sikkema, P.H., Robinson, D.E., 2012. Response of processing tomato to simulated glyphosate drift followed by in-crop metribuzin application. *Weed Technol.* 26, 757–762.
- Naturvårdsverket, 1997a. SNFS 1997: 02 Statens naturvårdsverks föreskrifter om spridning av kemiska bekämpningsmedel.
- Naturvårdsverket, 1997b. Allmänna råd 97:3 - Spridning av kemiska bekämpningsmedel: Tillämpning av Naturvårdsverkets föreskrifter om spridning av kemiska bekämpningsmedel.
- Peters, E., 2012. Spridning av bekämpningsmedel i banvall - Modellutveckling och känslighetsanalys. Examensarbete vid Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten och landskapslära. Uppsala Universitet.
- Pfleger, T., Blakeley-Smith, M., King, G., Lee, E.H., Ploocher, M., Olszyk, D., 2012. The effects of glyphosate and aminopyralid on a multi-species plant field trial. *Ecotoxicology* 21, 1771–1787.
- Sawchuck, J.W., van Acker, R.C., Friesen, L.F., 2006. Influence of a range of dosages of MCPA, glyphosate, and thifensulfuron: tribenuron (2:1) on conventional canola (*Brassica napus*) and white bean (*Phaseolus vulgaris*) growth and yield. *Weed Technol.* 20, 184–197.
- Schrübbbers, L.C., Valverde, B.E., Sørensen, J.C., Cedergreen, N., 2014. Glyphosate spray drift in *Coffea arabica* - sensitivity of coffee plants and possible use of shikimic acid as a biomarker for glyphosate exposure. *Pestic. Biochem. Physiol.* 115, 15–22.
- Wygoda, H.-J., Rautmann, D., Ganzelmeier, H., Zwerger, P., Gebauer, S., 2006. Ergebnisse aus Abdriftmessungen mit einem Spritzzug. *Nachrichtenblatt des Dtsch. Pflanzenschutzdienstes* 58, 323–326.