

# VURDERING AF ERHVERVSØKONOMISKE KONSEKVENSER FOR AKVAKULTUR OG LANDBRUG VED REDUKTION AF UDVALGTE INPUTFAKTORER, SOM INDEHOLDER ZINK, NIKKEL ELLER KOBBER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 261

2023



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



# VURDERING AF ERHVERVSØKONOMISKE KONSEKVENSER FOR AKVAKULTUR OG LANDBRUG VED REDUKTION AF UDVALGTE INPUTFAKTORER, SOM INDEHOLDER ZINK, NIKKEL ELLER KOBBER

---

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 261

2023

Berit Hasler<sup>1</sup>  
Louise Martinsen<sup>1</sup>  
Gustav Callesen<sup>2</sup>  
Jakob Vesterlund Olsen<sup>2</sup>  
Max Nielsen<sup>2</sup>  
Rasmus Nielsen<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

<sup>2</sup>Institut for Fødevarer og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer: Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 261

Kategori: Rådgivningsrapporter

Titel: Vurdering af erhvervsøkonomiske konsekvenser for akvakultur og landbrug ved reduktion af udvalgte inputfaktorer, som indeholder zink, nikkel eller kobber

Forfatter: Berit Hasler<sup>1</sup>, Louise Martinsen<sup>1</sup>, Gustav Callesen<sup>2</sup>, Jakob Vesterlund Olsen<sup>2</sup>, Max Nielsen<sup>2</sup>, Rasmus Nielsen<sup>2</sup>

Institution(er): <sup>1)</sup> Aarhus Universitet; Institut for Miljøvidenskab

<sup>2)</sup> Institut for Fødevarer og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©

URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: 2023

Redaktion afsluttet: 2022

Faglig kommentering: Brian H. Jacobsen, IFRO, KU  
Kvalitetssikring, DCE: Anja Skjoldborg Hansen, Iben Boutrup Kongsfelt  
Sproglig kvalitetssikring: Ann-Katrine Holme Christoffersen

Ekstern kommentering: Kommentarerne findes her: [http://dce2.au.dk/pub/komm/TR261\\_komm.pdf](http://dce2.au.dk/pub/komm/TR261_komm.pdf)

Finansiel støtte: Projektet er udført under ydelsesaftalen Ressource- og samfundsøkonomi - ydelsesaftale til rammeaftale indgået mellem Miljø og Fødevarerministeriet og Københavns Universitet (KU). Et konsortium mellem KU IFRO og AU DCE leverer rådgivning på den del af aftalen der omhandler samfundsøkonomi, og rapporten er en del af opfyldelsen af denne aftale for 2020.

Bedes citeret: Hasler, B., Martinsen, L., Callesen, G., Vesterlund Olsen, J., Nielsen, M. & Nielsen, R. 2022. Vurdering af erhvervsøkonomiske konsekvenser for akvakultur og landbrug ved reduktion af udvalgte inputfaktorer, som indeholder zink, nikkel eller kobber. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Teknisk rapport nr. 261. <http://dce2.au.dk/pub/TR261.pdf>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Kort sammenfatning: Miljøministeriet har til brug for klassificering af overfladevandområdernes tilstand, behov for at fastsætte nye miljøkvalitetskrav og indsatsprogrammer for udvalgte miljøfarlige stoffer (MFS). Rapporten gennemgår otte potentielle kilder til tab af de miljøfarlige stoffer zink, kobber og nikkel fra landbrug- og akvakulturerhvervene. De otte kilder omfatter husdyrgødning, inkl. forsuret husdyrgødning, spildevandsslam, bioaske, handelsgødning, kalkning, pesticider inkl. bejdsning, kobbersulfat til behandling af yngel i ferskvandsdambrug og kobberholdige imprægneringsmidler til behandling af net i havbrug. Hver af kilderne til MFS beskrives så vidt muligt med hensyn til omfanget af aktiviteten, indholdet af de tre stoffer, samlet tilførsel og potentielle reduktionsmuligheder. I det omfang hvor det er muligt, anslås de økonomiske omkostninger for landbruget ved de forskellige reduktionsmuligheder.

Emneord: Miljøfarlige stoffer, zink, kobber, nikkel, reduktionsmuligheder, omkostninger

Layout: Ann-Katrine Holme Christoffersen  
Foto forside: COLOURBOX1057578

ISBN: 978-87-7156-733-5  
ISSN (elektronisk): 2244-999X

Sideantal: 48

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/TR261.pdf>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>1 Introduktion og baggrund</b>	<b>12</b>
1.1 Formål og baggrund	12
1.2 Afgrænsninger	12
<b>2 Oversigt over de potentielle kilder til tab, tiltag og omkostninger</b>	<b>14</b>
2.1 Gødskning med husdyrgødning, herunder forsuret husdyrgødning	14
2.2 Gødskning med spildevandsslam (biogødning)	20
2.3 Gødskning med bioaske	26
2.4 Gødskning med handelsgødning	30
2.5 Kalkning af jorden	33
2.6 Anvendelse af pesticider herunder bejdsning af frø	36
2.7 Brug af kobberholdige hjælpestoffer i akvakultur	37
<b>3 Samlet konklusion og vurdering</b>	<b>40</b>
<b>Referencer</b>	<b>43</b>



## Forord

Projektet der ligger til grund for denne rapport er en del af Ydelsesaftalen for Ressource og Samfundsøkonomi mellem Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO/KU) og Miljøministeriet samt Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. Institut for Miljøvidenskab/DCE ved Aarhus Universitet (AU) (AU/DCE) er en del af denne aftale i konsortium med IFRO.

Projektets afgrænsninger og fortolkning er blevet med fagpersoner fra Miljøministeriet, og Ministeriet har udleveret data og en liste med de aktiviteter som Ministeriet har fundet det væsentligt at undersøge som del af projektet.

Det faglige ansvar for rapportens indhold påligger forfatterne. Forfatterne har fordelt analysen af de miljøfarlige stoffer i landbrug og akvakultur mellem sig som angivet nedenfor:

Handels- og husdyrgødning, pesticider: Jakob Vesterlund Olsen og Gustav Callesen<sup>1</sup> (IFRO/KU).

Akvakultur: Max Nielsen og Rasmus Nielsen (IFRO/KU).

Spildevandsslam, kalkning og bioaske: Louise Martinsen<sup>2</sup> og Berit Hasler (AU/DCE).

<sup>1</sup> Gustav Callesen var forskningsassistent ved Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, i den periode hvor rapporten blev udarbejdet, og har senere fået andet arbejde uden for Københavns Universitet.

<sup>2</sup> Louise Martinsen var akademisk medarbejder ved Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, i den periode hvor rapporten blev udarbejdet, og har senere fået andet arbejde uden for Aarhus Universitet.

## Sammenfatning

Miljøministeriet har til brug for klassificering af overfladevandområders tilstand behov for at fastsætte nye miljøkvalitetskrav og indsatsprogrammer for udvalgte miljøfarlige stoffer (MFS).

Denne rapport gennemgår otte potentielle kilder til tab af de miljøfarlige stoffer (MFS) zink, kobber og nikkel fra landbrug- og akvakulturerhvervene. Rapporten er dermed afgrænset til disse tre stoffer og de otte kilder.

De otte kilder er:

1. Husdyrgødning inkl. forsuret husdyrgødning,
2. Spildevandsslam,
3. Bioaske,
4. Handelsgødning,
5. Kalkning,
6. Pesticider inkl. bejdsning,
7. Kobbersulfat til behandling af yngel i ferskvandsdambrug,
8. Kobberholdige imprægneringsmidler til behandling af net i havbrug.

Hver af kilderne til MFS beskrives så vidt muligt mht. omfanget af aktiviteten, indholdet af de tre stoffer, samlet tilførsel og potentielle reduktionsmuligheder. I det omfang hvor det er muligt, anslås de økonomiske omkostninger for landbruget ved de forskellige reduktionsmuligheder.

Baggrunden for analysen er det nævnte behov for ny viden ift. klassificeringen af overfladevand, men analysen indeholder ikke en vurdering af de forskellige reduktionsmuligheders effekt på udledningen af stofferne til vandmiljøet, da datagrundlaget herfor ikke er tilstede. Analyserne er således primært udført med henblik på at afdække og forbedre vidensgrundlaget for opgørelse af de erhvervsøkonomiske konsekvenser forbundet med mulige tiltag til reduktion af tabet af zink, nikkel og kobber fra landbrugs- og akvakulturerhvervene.

Sammenligning på tværs af kilder viser, at husdyrgødning er den største kilde til tilførsel af MFS til landbrugsjorde; alt andet lige vil det derfor være her, der er størst potentiale for at reducere MFS tilførslen. Mulighederne for at reducere MFS tilførslen via husdyrgødning er centreret omkring zink og kobber, og de er primært relateret til ændringer i fodersammensætningen for hhv. kvæg og svin. For smågrise forventes det ikke at være muligt at reducere MFS tabet uden betydelige produktionsmæssige konsekvenser; dette skyldes bl.a. at betydelige reduktioner allerede er opnået som følge af implementeringen af forbud mod anvendelsen af medicinsk zink. For slagtesvin tilsættes der typisk mere kobber end normen, og det vurderes derfor at tilsætningen kan reduceres med en vis mængde uden at give anledning til produktionsmæssige konsekvenser. Ligeledes vurderes det, at tilsætningen af zink til foder til slagtesvin og søer kan reduceres uden betydelige produktionsmæssige konsekvenser. For kvæg sker der en vis overforsyning med zink og kobber, og det vurderes derfor at der er mulighed for at reducere tilførslen uden omkostninger for erhvervet.



Forsuring af gylle har en negativ effekt i forhold til tab af MFS fra jorden til vandmiljøet, idet forsuring ændrer mobiliteten af MFS i jord. Begrænsninger i udbredelsen af gylleforsuring, vil derfor kunne bidrage til at reducere tab af MFS til vandmiljøet fra husdyrgødning. Sådanne begrænsninger ville dog – alt andet lige – medføre behov for andre miljøteknologiske løsninger til at løse ammoniakproblematikken, og disse må forventes at være forbundet med øgede omkostninger for landbrugserhvervet. Størrelsen af omkostninger vil afhænge af, hvilke alternative løsninger, der vælges.

Spildevandsslam er et restprodukt fra rensning af spildevand, og qua dets indhold af plantenæringsstoffer m.v. kan det anvendes til gødskning af landbrugsjorde, hvor det som oftest erstatter handelsgødning. Udover vigtige plantenæringsstoffer indeholder spildevandsslam imidlertid også kobber, nikkel og zink. Det vurderes, at den eneste reelle reduktionsmulighed for MFS tilførsel via spildevandsslam er at begrænse anvendelsen af spildevandsslam, og dette vil være forbundet med omkostninger for landbrugserhvervet, idet det vil medføre øgede udgifter til indkøb af handelsgødning.

Bioaske er et restprodukt fra energiproduktion baseret på afbrænding af træ, halm eller træpiller, og bioaske indeholder en vis mængde MFS, som tilføres landbrugsjorden, når bioaske anvendes som gødning. På baggrund af tilgængelig data er det ikke muligt at kvantificere mængden af kobber, nikkel og zink i bioaske anvendt som gødning. Tilførslen kan reduceres ved indførsel af begrænsninger i mængden af bioaske anvendt til gødskning, og for landbrugserhvervet vil det medføre øgede omkostninger til indkøb af handelsgødning.

Handelsgødning indeholder urenheder, herunder kobber, nikkel og zink, og brugen af handelsgødning medfører derfor tilførsel af MFS til landbrugsjorde. For handelsgødning er det særligt nikkelinholdet, der er problematisk. Tungmetallerne følger med indholdet af fosfor i gødningerne, og en reduktionsmulighed er derfor stramning af reglerne for udbringningen af fosfor, med særlig henblik på at sikre, at den fosfor, som er i husdyrgødningen bliver udnyttet bedre. Fosforreguleringen er dog blevet skærpet for planperioden 2017-2018 med indførsel af fosforlofter og skærpede fosforlofter. Der sker en gradvis indfasning af fosforlofterne, så den maksimale tilførsel af fosfor reduceres frem mod 2021. Der er ambitioner om yderligere reduktion af fosfortilførslen frem mod 2025 (Jacobsen, 2022), men det er uvist hvor meget den forventede stramning vil reducere tilførslen af MFS til landbrugsjorde. De erhvervsøkonomiske konsekvenser vil afhænge af den mere specifikke udmøntning af en sådan regulering, og de kan derfor ikke umiddelbart opgøres her.

Jordbrugskalk indeholder både kobber, nikkel og zink, og når landbrugsjorden kalkes tilføres den således samtidig en vis mængde MFS. Den eneste reelle reduktionsmulighed i forhold til tilførslen via kalkning vurderes at være indførslen af begrænsninger i brugen af kalk. Mængden af kalk, der tilføres danske landbrugsjord ligger generelt under den optimale tildeling, og det vurderes derfor ikke sandsynligt at tildelingen kan reduceres yderligere uden produktionsmæssige, og dermed økonomiske, konsekvenser for erhvervet.

Ift. pesticider så er det vurderingen, at kobber, zink og nikkel tilførslen via pesticider er minimal, og det vurderes derfor ikke relevant at målrette initiativer mod reduktion af MFS fra pesticidanvendelse.

Der anvendes kobberholdige hjælpestoffer i både dambrug og havbrug. I havbrug anvendes kobberholdige produkter til at imprægnere netbure, og brugen af disse midler kan reduceres ved overgang til ny type netbure. Da der ikke er andre midler, der vurderes effektive til at erstatte de kobberholdige imprægneringsmidler, vil reduktionen forventeligt medføre behov for hyppigere udskiftning af netbure, som vil give anledning til øgede omkostninger. Det vurderes dog, at den økonomiske effekt vil være relativt begrænset. I traditionelle dambrug anvendes kobberholdige produkter til desinfektion af vandet. Anvendelsen reduceres imidlertid løbende i takt med overgangen fra traditionelle dambrug til dambrug med recirkulering. Den økonomiske betydning anses derfor som beskeden.

Den overordnede konklusion af analyserne er, at datagrundlaget for opgørelse af tilførslen af MFS via de otte kilder, samt opgørelse af omkostninger forbundet med potentielle reduktionsmuligheder, generelt er spinkelt, og for flere af kilderne ikke-eksisterende.

På baggrund af det tilgængelige vidensgrundlag, er den umiddelbare vurdering, at der formentlig kan opnås reduktioner til relativt begrænsede erhvervsøkonomiske omkostninger. Hvor store reduktioner, der kan opnås, inden der begynder at være betydelige produktionsmæssige – og dermed økonomiske – konsekvenser, kan imidlertid ikke opgøres. Yderligere og mere detaljerede analyser og modellering af faktorer, der påvirker økonomien, herunder anvendelsen af produktionsfaktorer, priser på disse, produktionsmæssige rammer og afsætningsmuligheder, er således nødvendige, hvis der ønskes en mere dybdegående opgørelse af potentialet for at opnå reduktioner, og omkostningerne forbundet med at realisere disse potentiale. Sådanne analyser er en betydelig opgave, og ligger derfor uden for de ressourcemæssige rammer fastsat for nærværende projekt.

## Summary

In order to classify the condition of surface water areas, the Ministry of the Environment needs to establish new environmental quality requirements and action programs for selected environmentally hazardous substances (EHS).

The report contains a review of eight potential sources of loss of the environmental hazardous substances (EHS) copper (Cu), zinc (Zn) and nickel (Ni) from agriculture and aquaculture. . The report is thus limited to these three substances and the eight sources. The eight sources are:

1. fertilization with manure (including acidified manure)
2. fertilization with sludge from water treatment plants
3. fertilization with bio ash
4. fertilization with synthetic fertilizers
5. liming
6. use of pesticides (including pickling/staining of seeds)
7. use of copper sulfate for treatment of fry in fresh water aquaculture
8. use of impregnation products containing copper for treatment of nets in marine aquaculture.

To the extent possible, each of the sources is described in terms of the extent of the activity, the content of the three EHS, total input and potential reduction options. To the extent that economic data is available, the economic costs for the agricultural and aquaculture sectors of the different options are described.

The background for the analysis is the above mentioned need for new knowledge regarding the classification of surface water, but the analyses does not include an assessment of the effect that the different reduction options may have on the leaching of the EHS to the water environment; thus, available data is insufficient for conducting such an assessment. Accordingly, the analyses are primarily conducted with a view to establish and improve the knowledge base for assessing the economic consequences for agriculture and aquaculture associated with potential measures for reducing the loss of zinc, copper and nickel from the agricultural sector and aquaculture.

Comparison across sources show that manure is the largest source of EHS input to agricultural soils; all else equal, the largest potential for reducing EHS input will therefore be in relation to manure. The options for reducing EHS via manure are centered on zinc and copper, and are primarily related to changes in the composition of fodder for cattle and pigs. For piglets, it is expected that reductions in EHS will entail significant production related consequences; this is, among others, a consequence of the already implemented ban on the use zinc for medical purposes. For slaughter pigs, cobber is typically added in excess of the norm, and based on this it is expected that there is potential for obtaining some level of reduction without production related consequences. Likewise, it is expected that the addition of zinc to fodder for slaughter pigs and sows can be reduced without significant consequences for production. For cattle, there is an over-supply of zinc and cobber, and accordingly there is expected to be potential for reducing the input without increasing costs for the agricultural sector.

Acidification of slurry has a negative impact on the loss of EHS from the soil to the water environment, as the acidification affects the mobility of EHS in the soil. Limitations on the use of acidification would accordingly contribute to reducing the loss of EHS to the water environment from slurry. All else equal, such limitations would however entail a need for other technological solutions to address the problem of ammonia emissions, and these technologies are likely to increase costs for the agricultural sector. How large the additional costs will be will depend on which alternative technology that is chosen.

Sewage sludge is a residual product from the treatment of sewage water at water treatment facilities, and due to its content of plant nutrients it can be used to fertilize agricultural soils, where it typically will replace synthetic fertilizer. Apart from essential plant nutrients, however, sewage sludge also contains copper, nickel and zinc. The only relevant option for reducing the input of EHS from sewage sludge is considered to be the imposition of limitations in the use of sewage sludge. Such limitations will be associated with costs for the agricultural sector, as it will entail an increase in expenses for buying synthetic fertilizers.

Bio ash is a residual product from energy production based on burning of wood, straw or wood pellets, and apart from plant nutrients (primarily P and K) it also contains varying amounts of EHS, which are transferred to the soil when bio ash is used as fertilizer. Based on the available data it is not possible to quantify the copper, zinc and nickel input to Danish agricultural soils through the application of bio ash. The input can be reduced by limiting the amount of bio ash used for fertilization, and for the agricultural sector this will entail an economic cost in terms of increased expenses for buying synthetic fertilizer.

Synthetic fertilizer contain impurities including, among others, copper, nickel and zinc, and according the use of synthetic fertilizers entails an input of EHS to agricultural soils. For synthetic fertilizers it is particularly the nickel content that is problematic. The heavy metal content is linked to the phosphorous content of the fertilizers, and accordingly a relevant reduction option could be a tightening of the rules for applying phosphorous, especially on soils with a high phosphorous content, in order to ensure that the level of phosphorous application follows the specific phosphorous need of the plants. Regulation on the phosphorous application has been tightened in 2017-2018 with introduction of phosphorous ceilings which limits the application of phosphorous on the farm land. Ambitions for a further reduction towards 2025 is in place (Jacobsen, 2022). The expected tightening of the regulations is expected to decrease the supply EHS to agricultural soils but the level is surrounded with uncertainty. The cost for the agricultural sector of such a tightening will depend on the more specific characteristics of the regulation, and accordingly they cannot be assessed here.

Liming products contain both copper, zinc and nickel, and when agricultural soils are limed a certain amount of EHS are also applied. The only real option for reducing the EHS input via liming is to limit the use of lime. The amount of lime applied to Danish agricultural soils is generally below the optimal level, and accordingly it is not considered likely that the amount of lime applied can be reduced without significant production related, and thereby also economic, consequences for the agricultural sector.

In relation to pesticides, it is concluded that the input of copper, nickel and zinc from the use of pesticides is insignificant, and that it accordingly is not relevant to target measures at reducing the input of EHS from pesticides.

Excipients containing copper are used in both marine and fresh water aquaculture. In marine aquaculture products containing copper is used to impregnate net-cages, and the use of these products can be reduced by transition to a new type of net-cages. As there are no effective alternatives to the currently used copper containing impregnation products, the transition will most likely require more frequent replacement of net-cages, and this will entail an increase in costs. However, the economic costs are expected to be fairly minor. In traditional freshwater aquaculture copper containing products are used to disinfect the water. The use is however continuously reduced as a consequence of the ongoing transition from traditional aquaculture to aquaculture with recirculation. Accordingly, the potential economic effect is expected to be minor.

The overall conclusion of the analyses is that the current availability of data for assessing the input of EHS from the eight reviewed sources, and for assessing the costs of potential reduction options, generally is very limited, and for some of the sources practically non-existing.

Based on currently available data the immediate conclusion is, that it is likely to be possible to obtain reductions at fairly limited costs to aquaculture and the agricultural sector. However, it is not possible to assess how large reductions can be obtained before significant consequences in terms of production, and thereby also economy, will start to emerge. Accordingly, additional and more detailed analyses and modelling of factors affecting the economy, including the use of production factors, prices of these, production settings and market opportunities, are required if more in-depth assessments of reduction potentials, and the costs of realizing these potentials, are to be made. Such analyses represents a huge task and is beyond the scope of the current project.

# 1 Introduktion og baggrund

## 1.1 Formål og baggrund

Miljøministeriet har til brug for klassificering af overfladevandområders tilstand behov for at fastsætte nye miljøkvalitetskrav og indsatsprogrammer for udvalgte miljøfarlige stoffer (MFS). For at få bedre viden om dette område er der igangsat et arbejde med at fastsætte miljøkvalitetskrav (MKK) for en række miljøfarlige forurenende stoffer (MFS). Fastsættelse af miljøkvalitetskrav kan have væsentlige erhvervsøkonomiske konsekvenser (Miljøministeriet, 2021).

Ministeriet har med dette projekt ønsket at belyse de erhvervsøkonomiske konsekvenser for landbrugs- og akvakulturerhvervene af at reducere tab af hhv. zink, kobber og nikkel fra disse produktioner. Der eksisterer dog endnu ikke den nødvendige viden om transport- og tabsveje fra forbrug af inputfaktorer til udledning i recipienter, så et evt. reduktionsbehov i akvakultur- og landbrugsproduktionen kan fastlægges. Dette er nødvendigt for at kunne specificere de økonomiske konsekvenser forbundet med opnåelse af specifikke vandkvalitetskrav.

I nærværende projekt er formålet at beskrive kilder til tab af zink, nikkel og kobber fra hhv. landbrugs- og akvakulturerhverv, med henblik på at afdække de enkelte kilders relative betydning, samt identificere potentielle tiltag, der kan iværksættes for at begrænse tabene af de tre stoffer. I det omfang det er muligt, søges de erhvervsøkonomiske konsekvenser ved de potentielle tiltag ligeledes belyst. I denne sammenhæng er det væsentligt at bemærke, at zink og kobber – udover at være potentielt problematiske tungmetaller – også er essentielle mikroplantenæringsstoffer. Det er derfor ikke et mål i sig selv af nå en tilførsel på nul.

Det konkrete arbejde, som præsenteres i denne rapport, bidrager til at styrke viden-grundlaget, herunder også at identificere steder, hvor der mangler viden, for opgørelse af de erhvervsøkonomiske konsekvenser forbundet med implementering af tiltag til reduktion af kobber, nikkel og zink udledningen fra landbrug og akvakultur. Først når der er kendskab til transport- og tabsveje og hvordan myndighederne vil sikre, at målene nås, kan de reelle erhvervsøkonomiske konsekvenser estimeres.

For de kilder, der er udvalgt, søges nedenstående forhold afdækket:

- a. Baggrund for kilde og omfang af aktiviteten
- b. Indholdet kobber, nikkel og zink
- c. Reduktionsmuligheder
- d. Økonomiske omkostninger forbundet med mulige reduktionstiltag

## 1.2 Afgrænsninger

Det er en kompliceret og omfangsrig opgave at opgøre de erhvervsøkonomiske konsekvenser for de landbrugs- og akvakulturerhvervene, da datagrundlaget er meget begrænset, både ift. data vedrørende den aktuelle tilførsel af miljøfarlige stoffer og økonomiske data. Projektet er som tidligere beskrevet afgrænset til de tre stoffer kobber, nikkel og zink, samt til sektorerne akvakultur og landbrug.

Afgrænsningen i forhold til erhverv og miljøfarlige stoffer er foretaget af Miljøministeriet. Afgrænsningen i forhold til tabskilder er foretaget med udgangspunkt i en liste over 10 forskellige kilder til tab af (og forurening med nikkel, kobber og zink), som Miljøministeriet har udarbejdet forud for projektets igangsættelse. Listen omfatter følgende 10 kilder til tab af kobber, nikkel og zink fra landbrug (1-8) og akvakultur (9-10):

1. Husdyrgødning inkl. forsuret husdyrgødning
2. Spildevandsslam
3. Anden organisk gødning
4. Bioaske
5. Handelsgødning
6. Kalkning
7. Brug af vækstmedier i lukkede systemer (væksthuse)
8. Pesticider inkl. bejdsning
9. Kobbersulfat til behandling af yngel i ferskvandsdambrug
10. Kobberholdige imprægneringsmidler til behandling af net i havbrug

Tiltag vedrørende anden organisk gødning (3) og brug af vækstmedier til lukkede systemer (7) behandles imidlertid ikke yderligere i projektet, idet det ikke har været muligt at finde data om disse to aktiviteter.

Analysen er dermed afgrænset til de øvrige otte kilder til tab. Det antages, at disse otte kilder er de væsentligste kilder til tab af kobber, nikkel og zink fra landbrug og akvakultur, og med reference til projektets ressourceramme indeholder projektet derfor ikke yderligere forsøg på at identificere andre kilder.

Der kan være betydelig geografisk variation i de forskellige kilders betydning, både i forhold til udbredelse af selve aktiviteten og den forventelige effekt i forhold til vandmiljøet. Eksempelvis kan faktorer så som jordtype og husdyrtæthed have betydning for tabene. Det er inden for projektets ramme imidlertid ikke muligt at udføre GIS-baserede opgørelser af de forskellige kilder, og det er derfor ikke muligt at tage højde for den geografiske variation, der i praksis kan forventes at være i forhold til aktiviteter, tab og omkostninger. Fra tidligere undersøgelser inddrages mere overordnede vurderinger omkring geografiske forskelle som følge af for eksempel husdyrtæthed.

Med assistance fra de relevante ressortkontorer i Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer-, Landbrug og Fiskeri er der indsamlet relevante data for de tre stoffer og de nævnte kilder. I de tilfælde hvor der ikke har været tilstrækkelige data til at kvantificere omfang af aktiviteterne, indholdet af miljøfarlige stoffer og omkostninger, beskrives tilgængelig viden kvalitativt.

Der er forskel på påvirkningen af vandmiljøet, alt efter om de tre tungmetaller bliver benyttet i havbrug, i dambrug på land eller i landbruget, da der er forskel i transporten af MFS fra kilde til vandmiljø og dermed også tilbageholdelse. Disse forhold vil blive kommenteret, men det er ikke projektets formål at analysere og beskrive påvirkningen af vandmiljøet. Dette er en væsentlig afgrænsning, da der mangler viden om aktiviteternes konkrete påvirkning af vandmiljøet med de identificerede tungmetaller. Projektet omfatter hverken effekter af tiltagene i vandmiljøet eller tiltag, der ville kunne ændre baggrundsniveauer i sediment for de analyserede stoffer.

## 2 Oversigt over de potentielle kilder til tab, tiltag og omkostninger

I dette kapitel gennemgås de otte potentielle kilder til tab, herunder afdækkes datagrundlag, potentielle reduktionstiltag, der kan iværksættes, og de erhvervsøkonomiske omkostninger ved tiltagene, i de tilfælde hvor dette er muligt. De otte kilder er:

- Husdyrgødning, inkl. forsuret husdyrgødning (afsnit 2.1.),
- Spildevandsslam (afsnit 2.2.),
- Bioaske (afsnit 2.3.),
- Handelsgødning (afsnit 2.4.),
- Kalkning (afsnit 2.5),
- Pesticider, inkl. bejdsning (afsnit 2.6.),
- Kobbersulfat til behandling af yngel i ferskvandsdambrug (afsnit 2.7)
- Kobberholdige imprægneringsmidler til behandling af net i havbrug (afsnit 2.7).

### 2.1 Gødskning med husdyrgødning, herunder forsuret husdyrgødning

Mulighederne for begrænsninger af indholdet af kobber, nikkel og zink i husdyrgødningen omfatter primært ændringer i foderanvendelse, men da pH-værdien på marken har indflydelse på mobiliteten af de miljøfarlige stoffer, er omfanget af forsuret husdyrgødning også forsøgt kvantificeret.

Anvendelsen af husdyrgødning fra erhvervs-mæssigt dyrehold er reguleret i gødningsanvendelsesbekendtgørelsen (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2021). Gødskning af marker med husdyrgødning fra smågrise der er tildelt medicinsk zink er reguleret i § 14, hvori det fremgår af myndighederne kan påbyde kalkning af sandjord, hvor reaktionstallet er kommet under 6, hvilket netop kan være relevant, hvis der benyttes forsuret husdyrgødning.

Netop medicinsk zink i svinefoder er udfaset jævnfør Europakommissionen (2017), hvor der fra juni 2022 ikke længere måtte anvendes medicinsk zink til smågrise.

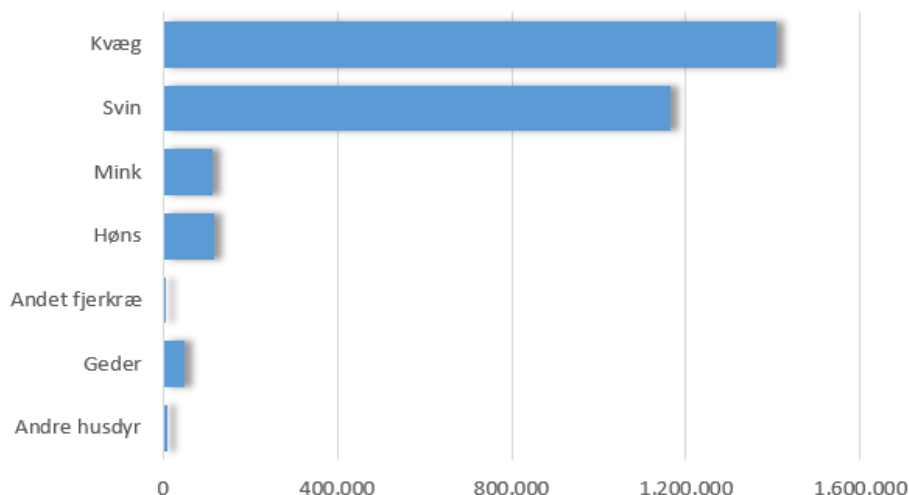
#### 2.1.1 Samlet mængde af husdyrgødning

Gødskning med husdyrgødning er opgjort i gødningsregnskaberne, hvor beregningen af gødningsmængden er baseret på antal dyr opgjort på dyretype og dyreart per bedrift.

Til kvantificeringen af husdyrgødning har vi valgt at anvende dyreenhedsbegrebet (DE) selvom det ikke længere ligger til grund for husdyrgødkendelserne. DE er velegnet som proxy for gødningsmængden, da den omtrentlig angiver antallet af dyr inden for en dyreart og -kategori der skal til at udskille 100 kg kvælstof. Kvantificeringen af dyreenheder på tværs af dyrearter er vist i figur 2.1, hvor det af fordelingen af dyreenheder i 2019 er tydeligt, at det er husdyrgødning fra svin og kvæg, som er mest voluminøs.



Figure 2.1. Antal dyrenheder fordelt på husdyr i Danmark. Kilde: CHR registreringer fra 2019.



For at kunne anslå det samlede indhold af zink, kobber og nikkel i husdyrgødningen fra svin, skal gyllemængden, der udspreddes, anslås. Den danske svinebestand består af søer, slagtesvin og smågrise og her anvendes de nyeste tællinger af søer (Danmarks Statistik, 2021a), det samlede antal slagtede slagtesvin i 2019 (Danmarks Statistik, 2021b) og for smågrise anslås den danske produktion af smågrise som 95 % af eksporten af levende svin (Danmarks Statistik, 2021b). Se tabel 2.1.

Tabel 2.1 Overslag over det totale antal gylleproducerende svin i Danmark.

	Svin i alt
Søer, fra optællingen	1.025.000
Slagtesvin, slagtede	16.340.700
Smågrise, 95 % af levende svin til eksport + smågrise til opfodning i Danmark	30.491.615
<b>Sum</b>	<b>31.516.615</b>

### 2.1.2 Indhold af kobber, zink og nikkel i husdyrgødning

På baggrund af indholdet i foderet og dyrenes optag af tungmetaller kan vi beregne indholdet af tungmetaller i husdyrgødningen (Tybirk og Hansen, 2019). I 2018 fandt Jensen og Bak (2018), at det var særligt husdyrgødningen der bar en stor andel af tungmetaller ud på de danske marker.

I gennemgangen er der først fokus på svin og efterfølgende gennemgås kvæg.

For at estimere det samlede indhold af kobber, zink og nikkel er det nødvendigt at kende udskillelsen til gødningen pr. gris. Dette kendes fra Tybirk & Hansen (2019) og fra Schwärter & Grant (2003) og er vist i tabel 2.2.

Tabel 2.2 Kobber, zink og nikkel opgjort pr. årssø, producerede slagtesvin og smågrise. Gram per dyr. Ved omregning fra tons tørstof er Normtal for 2020 anvendt (Børsting et al., 2020)<sup>3</sup>.

Per dyr, g	Zink <sup>1</sup>	Kobber <sup>1</sup>	Nikkel <sup>2</sup>
Søer	168	29	1,80
Slagtesvin	16	4,4	0,32
Smågrise	19,3	4,6	0,05

<sup>1</sup>Tybirk & Hansen (2019), <sup>2</sup> Schwärter & Grant (2003).

Anvendes tabel 2.1 sammen med beregninger fra Tybirk & Hansen (2019) om indholdet af zink og kobber fra svinegylle og Schwärter & Grant (2003) for nikkelindholdet, kan det samlede indhold af zink, kobber og nikkel i svinegylle beregnes, se tabel 2.3. Det må forventes, at særligt indholdet af nikkel har ændret sig betydeligt fra 2003, hvor Schwärter & Grant (2003) gennemførte deres undersøgelser.

Tabel 2.3 Det samlede indhold af zink, kobber og nikkel i svinegødning pr år.

Ton, i alt	Zink <sup>1</sup>	Kobber <sup>1</sup>	Nikkel <sup>2</sup>
Søer	172	30	2
Slagtesvin	261	72	5
Smågrise	273	65	1
<b>Sum</b>	<b>707</b>	<b>167</b>	<b>8</b>

<sup>1</sup>Tybirk & Hansen (2019), <sup>2</sup> Schwärter & Grant (2003).

Sidestilles middelværdierne for zink og kobber fra Tybirk & Hansen (2019) med middelværdierne for zink og kobber fundet i Schwärter & Grant (2003), giver det anledning til 8-16 % lavere estimater for hhv. zink og kobber. For indholdet af kobber skyldes det blandt andet regler indført i 2019 om, at smågrisefoder ikke må indeholde mere end 150 mg kobber pr. kg foder for grise op til otte uger, hvilket er en stramning i forhold til tidligere. Derudover kan det repræsentere øget brug af fytase i foderet, hvilket er med til at frigive den zink, der er indlejret i foderråvarerne (Tybirk & Hansen, 2019).

Magid et al. (2019) opsummerer, at kobber og zink har været anvendt som fodertilskud for at modvirke diarre hos smågrise, og at den nye regulering af indholdet af kobber, der trådte i kraft i februar 2019, har medført en reduktion på 25 %.

Denne ændring sammen med udfasningen af brugen af medicinsk zink forventes ifølge Seges at sænke indholdet af kobber og zink i foder, og dermed også i gyllen, således at tilførslen af kobber og zink ved brug af svinegylle mindskes.

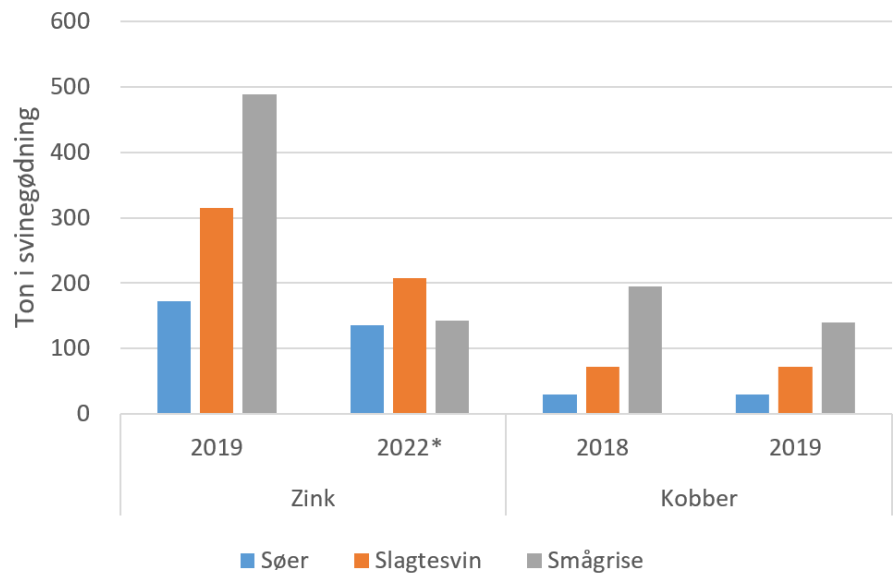
Vedrørende indholdet af zink i svinegylle er der en klar forventning om et stort fald i indholdet efter juni 2022, da det ikke længere er tilladt at markedsføre medicinsk zink til veterinært brug (Europakommissionen, 2017). Der foreligger endnu ikke data vedrørende zinkindholdet i gylle. Det forventede indhold af zink i svinegylle er opgjort i Tybirk og Hansen (2019) ligesom den gennemførte ændring i kobberindholdet.

Tabel 2.4 Forventet udskilt zink pr. gris i konventionel svinegødning i 2022 (Tybirk & Hansen, 2019).

	Zink, g pr. gris 2022	Zink, ton pr. år, 2022
Søer	132	135
Slagtesvin	12,7	208
Smågrise	4,7	143
<b>Sum</b>		<b>486</b>

Der forventes altså en nedgang i indholdet af udskilt zink i svinegyllen på 43 pct. alene som følge af stop for tildeling af medicinsk zink. Og derudover er der sket en reduktion i indholdet af kobber fra 2018 til 2019. Udviklingen for de relevante perioder for zink og kobber kan ses i figur 2.2.

Figure 2.2. Forventet udvikling i zinkindholdet fra 2019 til 2022 og realiseret udvikling i kobberindholdet fra 2018 til 2019 opdelt på dyregrupper for grise.

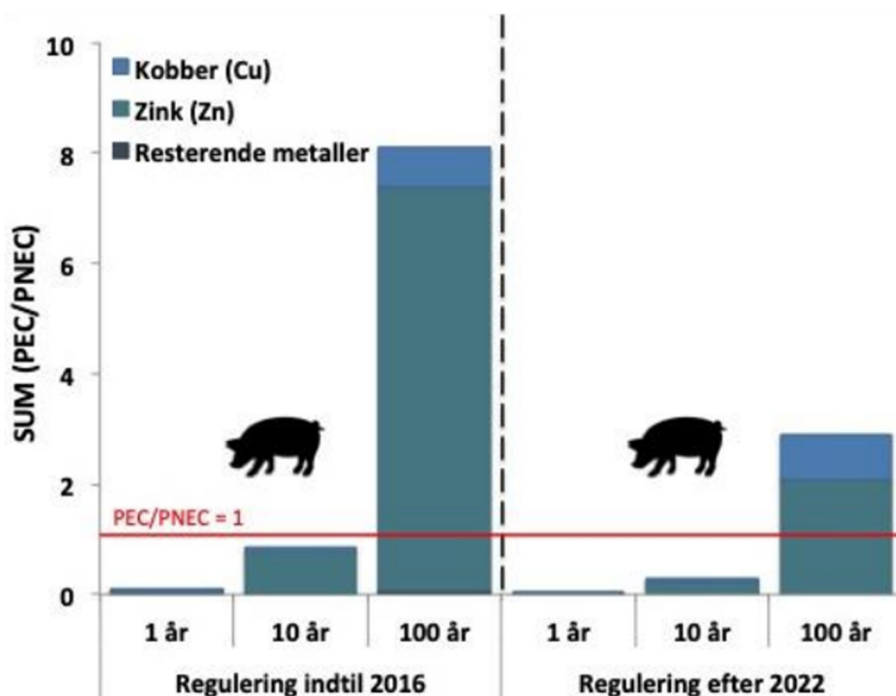


\* Forventet udvikling jf. Tybirk & Hansen (2019)

Udviklingen i indholdet af zink i svinegylle er gengivet i Magid (2019), hvor der ligeledes baseret på Tybirk & Hansen (2019) forventes markant lavere indhold af zink i svinegylle efter 2022. Figur 2.3 viser risikoen for, om indholdet af metaller overstiger tålegrænsen ved udbringning i henholdsvis 1, 10 eller 100 år baseret på indholdet i 2016 og forventet indhold i 2022. Se fulde figurforklaring under figuren.

Figure 2.3. Kvantitativ vurdering af metallers risiko i jordmiljøet for gødsning med svinøgylle direkte efter udbringning for 2016-indholdet af zink og for forventet indhold af zink i 2022 (Magid, 2019, p. 5).

Note: Den røde stiplede linje (PEC/PNEC=1) angiver det niveau, hvor under risikoen for jordmiljøet vurderes acceptabel. Værdier højere end den røde linje betyder ikke nødvendigvis at risikoen er stor, men kan også være et udtryk for, at der er manglende information omkring stoffernes giftighed over for jordmiljøet. (PEC-predicted environmental concentration; PNEC-predicted no-effect concentration).



For kvæggylle findes der to primære kilder til indhold af tungmetaller i gødningen (Schwærter & Grant, 2003) og (Hansen, 2014). I denne opgørelse er det tilstræbt at bruge så nylige tal som muligt, og derfor anvendes Hansen (2014) for zink og kobber. Schwærter & Grant (2003) benyttes for nikkel, hvorfor der må forventes større usikkerhed på nikkel, da denne undersøgelse er af ældre dato.

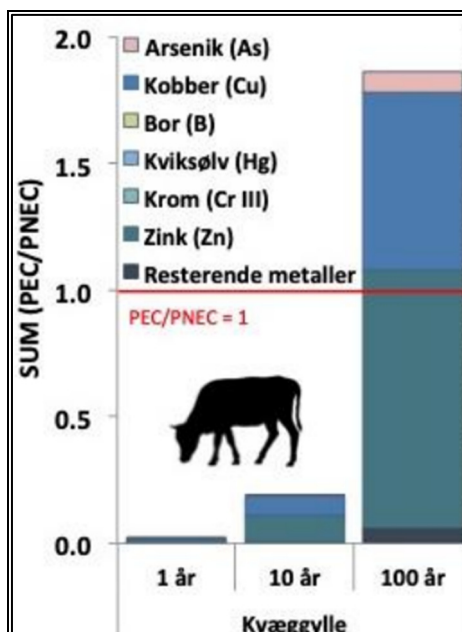
Hansen (2014) finder et indhold af hhv. zink og kobber på 19,8 og 4,5 g/ton gylle svarende til hhv. 537 g/årsko og 122 g/årsko (ved anvendelse af normtal (Børsting et al., 2020); se tabel 2.5). Niveaulet for nikkel anvendes fra Schwærter & Grant (2003). Anvendes det sammen med antal malkekøer i 2019 (Danmarks Statistik, 2021c), tørstofkoncentrationer og gyllemængder (Børsting et al., 2020), kan den samlede tilførsel af zink, kobber og nikkel tilført per år med kvæggylle skønnes (tabel 2.5).

Tabel 2.5 Skøn over den tilførte mængde af zink, kobber og nikkel og i kvæggylle.

	g/årsko	Antal malkekøer, 2019	Ton per år
Zink	537	566.640	304
Kobber	122	566.640	69
Nikkel	52	566.640	29

Også for kvæg har Magid (2019, p. 5) lavet en graf med forholdet mellem PEC og PNEC, som for svin, i figur 2.4.

Figure 2.4. Kvantitativ vurdering af metalleres risiko i jordmiljøet for gødskning med kvæggylle (Magid, 2019).



### 2.1.3 Reduktionsmuligheder af forbrug

Hvorvidt kobberniveauet i svinefoder kan sænkes yderligere uden produktionsmæssige konsekvenser er usikkert, men for slagtesvin bliver der typisk tilsat 15 mg pr. foderenhed-svin (FESv), hvor normen ifølge Seges<sup>4</sup> er på 6 mg pr. FESv. Der vil sandsynligvis kunne reduceres i tildelingen til slagtesvin uden produktionsmæssige konsekvenser, men om den kan reduceres helt ned til normen uden produktionsmæssige konsekvenser er usikkert<sup>4</sup>. Tilsætning af kobber til slagtesvin sker for at opfylde grisens fysiologiske behov, mens tilsætning over normen sker for at sikre, at grisene ikke kommer i en mangel-situation.

For smågrise har det tidligere været vist (Poulsen, 2016), at tilsætning af benzoesyre kan substituere en andel af kobberindholdet. Dette var dog på et tidspunkt, hvor det stadig var muligt at tildele medicinsk zink, og da kobber har en diarréhæmmende effekt vurderes det ikke muligt at reducere kobberindholdet på den korte bane uden væsentlige produktionsmæssige konsekvenser (Tybirk, 2021).

Også for zinktilsætningen kan der sandsynligvis reduceres i tilsætningen for søer og slagtesvin uden væsentlige produktionsmæssige konsekvenser (Tybirk, 2021). Mens det samme ikke vurderes at være tilfældet for smågrise. I et igangværende projekt er det netop formålet at undersøge næringsstoff behovet for zink for smågrise (Aarhus Universitet, 2021), og resultaterne af dette projekt vil forhåbentlig kunne afklare grisenes behov for foderzink.

Som det fremgår af figur 2.4, er det også for kvægbruget primært kobber og zink, som er problemet. Ifølge Krüger og Kristensen (2020) sker der en vis overforsyning med mineraler og med fx zink og kobber i den anvendte kvægfodring, og også her sker det for at sikre at dyrene ikke kommer i en mangel-situation. Tilsætning af mineraler til kvægfoderet vil sandsynligvis kunne reduceres uden omkostninger for kvægbrugerne.

<sup>4</sup> Tybirk, P. (2021). Personlig kommunikation. Chefkonsulent, Seges.

#### **2.1.4 Forsuring af husdyrgødning**

Forsuring af husdyrgødning foretages for at reducere ammoniakfordampningen (Ministeriet for Fødevarer, Land, 2020a). Gylleforsuring kan foretages enten i stalden (staldforsuring), i gylletanken (tankforsuring) eller ved udbringning. Staldforsuring er den klart dyreste løsning, men har ud over effekten på ammoniakfordampningen fra marken også effekt på ammoniakfordampningen fra stalden, mens forsuring ved udbringning kun har effekt på fordampningen i forbindelse med udbringning.

Jensen et al. (2018) har screenet for potentielle miljøeffekter ved benyttelse af gylleforsuring. De finder, at der er øget mobilisering af metaller i jorden ved lavere pH-niveau, som gylleforsuring medfører. For at modvirke denne effekt, vurderer Jensen et al. (2018) at gylleforsuring derfor ofte medfører øget kalkning af jorden, idet kalkning kan hæve pH-niveauet og neutralisere den øgede mobilisering. Tilbage står, at der kan blive tilført miljøfarlige stoffer ved kalkning. Denne problemstilling er behandlet i afsnit 2.5.

Der er noget usikkerhed knyttet til omfanget af forsuring, da det tidligere var skønnet at 18-20 pct. af gyllen blev forsuret (Eriksen et al., 2020), efterfølgende estimerede Mikkelsen og Nyord (2019), at der skete gylleforsuring af ca. 12 pct. af den udbragte gylle i 2016/2017. Som udgangspunkt er gylleforsuring en omkostning for landmanden og en pris på 90 – 330 kr. pr. ha for forsuring er refereret i Eriksen et al., (2020).

#### **2.1.5 Reduktionsmuligheder**

Hvis anvendelsen af gylleforsuring skal reduceres, skal der i stedet anvendes alternative miljøteknologiske løsninger til at reducere ammoniakfordampningen, og det vil variere, hvor meget dette koster, og det vil formentlig afhænge af, om der er behov for reduktion af ammoniakfordampningen i stalden eller ved udbringningen. Alt andet lige må det dog forventes at give anledning til øgede omkostninger for landbruget.

### **2.2 Gødskning med spildevandsslam (biogødning)**

#### **2.2.1 Slam fra rensningsanlæg og anvendelse i landbruget**

Slam fra spildevandsrensningsanlæg indeholder en række næringsstoffer (primært kvælstof og fosfor, men også lidt kalium), samt organisk materiale, som vil have en positiv effekt på jordens struktur. Spildevandsslam kan derfor anvendes som gødning på marker, hvor det enten kan supplere eller erstatte husdyrgødning eller handelsgødning. Slam fra rensningsanlæg refereres ofte til som biogødning. Der er i den gruppe som typisk hedder biogødning en række typer affald: spildevandsslam, husholdningsaffald, kartoffel-frugtsaft, grønsaft og andre typer af affald.

Ud over næringsstoffer og organisk materiale kan spildevandsslam ligesom andre gødninger imidlertid også indeholde en række tungmetaller, som opkobes/akkumuleres i jorden, optages af afgrøder og organismer i jorden, eller udvaskes til vandmiljøet. Hvor stor en mængde af de tilførte tungmetaller, der udvaskes afhænger af en række faktorer, og det er derfor ikke muligt at sige, hvor stor en andel af de med spildevandsslam tilførte tungmetaller, der ender i vandmiljøet. Derudover kan spildevands slam også indeholde en række andre potentielt problematiske stoffer så som medicinrester og andre miljøfremmede stoffer.

Ifølge BEK nr. 1001 af 27/06/2018 om anvendelse af affald til jordbrugsformål er det ikke tilladt at anvende ubehandlet spildevandsslam på landbrugsjord. Hvis slammet ønskes anvendt til fortærbare afgrøder er der krav om forbehandling i form af kontrolleret hygiejnisering, ellers er det kun et krav for anvendelse til jordbrugsformål at slammet er stabiliseret, for at reducere lugt og smitstoffer. Ud over de lovmæssige krav vedr. anvendelsen af spildevandsslam til jordbrugsformål er det dog væsentligt at bemærke, at der eksisterer branche- og virksomhedsspecifikke regelsæt og retningslinjer, som lægger visse begrænsninger på brugen af spildevandsslam til gødningsformål (Miljøstyrelsen, 2015). Som eksempel kan nævnes Arla Foods, som kræver, at der ikke må anvendes grovfoder fra marker, hvor der inden for de seneste 3 år har været spredt spildevandsslam (Arla, 2019). Sådanne branchespecifikke regelsæt kan begrænse landmændenes interesse for at anvende spildevandsslam som gødning, og vil alt andet lige medføre at de vil stille større krav til lønsomheden i at anvende spildevandsslam, fx vil det formentlig ikke være tilstrækkeligt at sikre "break-even" mellem prisen på spildevandsslam og andre gødningsalternativer.

I den årlige affaldsstatistik fra Miljøstyrelsen opgøres den samlede mængde slam fra rensningsanlæg, og der laves en opdeling i forhold til anvendelse. Af Affaldsstatistikken for 2019 (Miljøstyrelsen, 2020b) fremgår det at den totale mængde slam i 2019 var 113.000 tons tørstof, hvoraf 78 % blev genanvendt på landbrugsjord<sup>5</sup>. Det tilsvarende gennemsnit for perioden 2015 til 2019 er 116.000 tons tørstof (total), hvor 70 % blev anvendt til jordbrugsformål. Det bemærkes at variationer mellem år kan skyldes uregelmæssigheder i indberetningerne, og det nævnes ligeledes, at en benchmarking analyse af spildevandsanlæg i 2018 gennemført af Konkurrence- og forbrugerstyrelsen indikerer at det korrekte tal for mængden af slam anvendt til jordbrugsformål i 2018 ligger væsentlig over det i Affaldsstatistikken (Miljøstyrelsen, 2020b). I benchmarking analysen er mængden af slam anvendt til jordbrugsformål i 2018 således opgjort til 90.778 tons tørstof; til sammenligning er mængden angivet til 71.000 tons tørstof i Miljøstyrelsen (2020b).

Anvendelsen af spildevandsslam til jordbrugsformål er reguleret af bekendtgørelse nr. 1001 af 27. juni 2018 om anvendelse af affald til jordbrugsformål samt bekendtgørelse nr. 56 af 24. januar 2000 om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål. I bekendtgørelserne er der fastsat grænseværdier for indholdet af tungmetaller, herunder kobber, nikkel og zink, i spildevandsslam, der anvendes til jordbrugsformål. Grænseværdierne for kobber og zink er fastsat til hhv. 1.000 og 4.000 mg/kg tørstof, og grænseværdierne for nikkel er sat til hhv. 30 mg/kg tørstof eller 2.500 mg/kg totalfosfor. Derudover er der også fastsat grænseværdier for tungmetalindholdet af jorde, der tilføres spildevandsslam. Endelig er det specificeret, hvor meget spildevandsslam, der må udbringes; i skove og parker, hvor der ikke dyrkes spiselige afgrøder, må der udbringes 15 tons tørstof per år/ha og på andre arealer må der udbringes 7 tons tørstof per ha. I begge tilfælde beregnes mængderne som et gennemsnit over 10 år. Hvor meget spildevandsslam, der reelt udbringes på et givent areal, afhænger i praksis af næringsstofindholdet i slammet kombineret med det aktuelle gødningsbehov.

<sup>5</sup> Det bemærkes, at den reelle mængde spildevandsslam, der genanvendes på landbrugsjord kan være større. En del af den mængde spildevandsslam, der anvendes til "kompostering og anden genanvendelse" (8% i 2019) vil således efter endt kompostering blive genanvendt på landbrugsjord.

Der er i alt 377 rensningsanlæg i Danmark, og på baggrund af data modtaget fra Miljøstyrelsen der indeholder oplysninger fra 100 af disse anlæg, er der i tabel 2.6 præsenteret et beregnet simpelt gennemsnit for indholdet af hhv. kobber, nikkel og zink, samt minimum, maksimum, variationsbredde samt spredning (standardafvigelsen) for hvert af stofferne. For de fleste af de 100 rensningsanlæg er data indberettet i foråret 2019; for enkelte er data indberettet i 2018. For enkelte anlæg mangler der indberetninger vedr. kobber, nikkel og zink, og gennemsnittene er derfor beregnet på baggrund af færre observationer end 100, hvilket fremgår af tabel 2.6 (N). Det bemærkes yderligere, at datasættet ikke indeholder oplysninger om slammængder, og der kan derfor ikke beregnes et vægtet gennemsnit, hvilket alt andet lige ville have givet et mere retvisende billede af det forventelige gennemsnitlige indhold af kobber, nikkel og zink i dansk spildevandsslam.

Tabel 2.6 giver et samlet overblik over indholdet af kobber, nikkel og zink i spildevandsslam fra de 100 rensningsanlæg, sammenlignet med kilder gennemgået nedenfor.

Tabel 2.6 Indhold af kobber, nikkel og zink i spildevandsslam.

	Data 100 rensningsanlæg, 2018/19 (Miljøstyrelsen)						Boutrup et al. (2015)	MST 2013 (slam i landbrug 2005)	Jensen og Bak (2015)
	N	Gns	Min.	Maks.	VB	St afv	Middelkonc.	Gns	Gns
Kobber (mg/kg TS)	92	284	55	640	585	146	333	223	292
Nikkel( mg/kg TS)	92	23	5	84	79	15	26	19,8	
Zink (mg/kg TS)	93	768	190	1900	297	297	767	584	703

VB= variationsbredde, forskel mellem min. og maks.

På baggrund af de indberettede data for de 100 rensningsanlæg, ses det at der er en betydelig variation mellem anlæggene, for alle stoffer. For kobber er det gennemsnitlige indhold beregnet til 284 mg/kg tørstof. Der er ingen af observationerne der overskrider grænseværdien på 1.000 mg/kg tørstof.

For nikkel er adskillige observationer (15 ud af 94) over grænseværdien på 30 mg/kg tørstof. Hvis man i stedet tager udgangspunkt i grænseværdien specificeret i forhold til slammets P-indhold, så er det imidlertid kun en af observationerne, der overskrider grænseværdien, og overskridelsen er begrænset (indholdet er 2.571 mg/kg P, og grænseværdien er 2.500 mg/kg P). I forlængelse heraf bemærkes det, at slam der overskrider grænseværdierne ikke anvendes til jordbrugsformål.

Der er to ud af i alt 93 observationer for zinkindhold i slam der overskrider grænseværdien på 4.000 mg/kg tørstof (hhv. 5.100 og 18.000 mg/kg tørstof).

Der findes oplysninger om indholdet af forskellige tungmetaller i spildevandsslam i en række kilder, herunder Jensen og Bak (2018), Miljøstyrelsen (2013) og Boutrup et al. (2015), og som nævnt er disse gengivet i tabel 2.6 til sammenligning. Det fremgår, at der er nogen variation mellem kilderne, men at størrelsesordenen er nogenlunde den samme på tværs af kilder.

Opgørelserne i Miljøstyrelsen (2013) er baseret på en blanding af aerobt og anaerobt stabiliseret slam fra kommunale og private spildevandsrensningsanlæg i 2008 og 2009. Det gennemsnitlige indhold af kobber, nikkel og zink fremgår af tabel 2.6, og det ses at niveauerne er sammenlignelige med data fra de 100 rensningsanlæg.



I Boutrup et al. (2015) er middel og median koncentrationen af kobber i slam opgjort til hhv. 333 og 250 mg/kg tørstof. For nikkel og zink er de tilsvarende tal hhv. 26 og 24 mg/kg tørstof (nikkel), og 767 og 790 mg/kg tørstof (zink). Beregninger er baseret på tungmetalinholdet i slam fra 18-22 rensningsanlæg i perioden 2004-2009.

I Jensen og Bak (2018) præsenteres opgørelser over indholdet af kobber og zink i spildevandsslam baseret på data for perioden 1995-2005; indholdet af nikkel behandles ikke i rapporten. Det er i denne kilde opgjort vægtet gennemsnitskoncentration af kobber baseret på data fra 105 rensningsanlæg. Data for perioden før 2005 og det anføres at det gennemsnitlige kobberindhold er faldet med 18 % i perioden 1995-2005. Den vægtede gennemsnitskoncentration af zink er angivet til 816 mg/kg tørstof for 2005, og den er baseret på data fra 107 rensningsanlæg. Data for perioden før 2005 er baseret på 221 rensningsanlæg, og det gennemsnitlige zinkindhold er faldet med 22 % i perioden 1995-2005. De ovenfor anførte tal referer til kobber og zink indholdet i den totale mængde spildevandsslam, hvoraf det kun er en delmængde, der udspreddes på landbrugsjord. Jensen og Bak (2018) angiver, at det i 2005 kun var omkring 43 % af alt slam, der blev anvendt i landbruget, og indholdet af kobber og zink i denne delmængde er opgjort til hhv. 292 og 703 mg/kg tørstof. For kobber ligger dette over det vægtede gennemsnit for al slam, hvorimod det for zink ligger under. Samlet set beregner Jensen og Bak (2018) baseret på tallene fra 2005, at den totale årlige tilførsel af kobber til landbrugsjord var 15 tons, og at den tilsvarende totale tilførsel af zink var 42 tons. Sammenholdt med tilførslen fra andre kilder er tilførslen af kobber og zink fra slam beregnet til at udgøre hhv. 4,4 og 2,7 % af den totale tilførsel, hvilket indikerer at tilførsel af tungmetaller til landbrugsarealer via udbringning af slam overordnet set spiller en relativt begrænset rolle.

I de videre beregninger anvendes tungmetalinholdene beregnet med udgangspunkt i 2018/19 data fra de 100 rensningsanlæg, idet de repræsenterer de nyeste tilgængelige data. Det er dog vigtigt at pointere, at de kun repræsenterer et udsnit af alle rensningsanlæg, samt at de beregnede gennemsnit er simple, uvægtede gennemsnit; begge disse faktorer kan have betydning for repræsentativiteten af estimerne. Med udgangspunkt i disse tal for tungmetalkoncentrationer, samt estimerne af den totale mængde slam anvendt til jordbrugsformål (Miljøstyrelsen, 2020b), kan den samlede mængde kobber, nikkel og zink, der tilføres landbrugsjord beregnes; se tabel 2.7.

Sammenlignes disse totale beregnede tilførsler med de tilsvarende tilførsler via husdyrgødning (se tabellerne 2.4 og 2.5) ses det, at mængden af kobber, nikkel og zink, der tilføres landbrugsjorden via spildevandsslam er relativt begrænset. For kobber udgør mængden tilført via spildevandsslam således kun omkring 10 % af den mængde, der tilføres via husdyrgødning; for nikkel og zink er de tilsvarende tal hhv. 5 % og 7 %.

Tabel 2.7 Samlet årlig tilførsel af kobber, nikkel og zink til landbrugsjord via spildevandsslam.

	Kobber	Nikkel	Zink
Samlet årlig tilførsel (ton/år; 2005)	15		42
Samlet årlig tilførsel (ton/år; 2019)	25	2	68

Kilde: Jensen og Bak (2018).

For kobber og zink kan tallene i tabel 2.7 sammenlignes med opgørelsen i Jensen og Bak (2018); sammenligningen indikerer at tilførslen er steget markant

siden 2005, og den primære årsag til dette resultat er at mængden af udbragt slam er betydeligt højere i 2019 end den mængde der antages udbragt i 2005 jf. Jensen og Bak (2018).

### 2.2.2 Reduktion af indhold og tilførsel af tungmetaller via slam

Umiddelbart kan tilførslen af kobber, nikkel og zink til jorden, og dermed potentielt også vandmiljøet, via anvendelsen af slam som gødningsprodukt reduceres på to måder; via en reduktion i mængden af udbragt slam pr. ha og/eller via en reduktion i indholdet af kobber, nikkel og zink pr. tons slam.

I forhold til sidstnævnte mulighed, dvs. reduktion af indholdet af tungmetaller i slammet, så er den på nuværende tidspunkt primært relevant på det teoretiske plan. Hvis det kunne lade sig gøre i praksis, er det ikke muligt entydigt at sige, hvilken økonomisk betydning det vil have for landmanden, idet det vil afhænge af: 1) om indholdet af næringsstoffer forbliver uændret eller ej, og 2) om omkostningerne forbundet med anvendelse af slam ændres.

Det debatteres både i Danmark og i mange andre lande, om anvendelsen af spildevandsslam fortsat skal være tilladt, idet slammet ud over en række nyttige stoffer også – som nævnt tidligere – indeholder en række potentielt problematiske stoffer (Løkkegaard, 2020). Det er således ikke kun tungmetallerne kobber, nikkel og zink, der er potentielt problematiske. I forlængelse heraf bemærkes det dog, at det i et nyligt studie blev konkluderet, at dansk spildevandsslam ikke udgør en større risiko for human sundhed og for jordmiljøet end svinegylle (Pedersen et al., 2019). Som følge af debatten omkring den fremtidige anvendelse af spildevandsslam forskes der i alternativer til anvendelsen som gødning; meget af denne forskning er centreret specifikt omkring recirkulering af fosfor, samt fjernelse af tungmetaller og andre problematiske stoffer. Der er dog på nuværende tidspunkt ikke udviklet teknologier, der kan implementeres kommercielt, som repræsenterer attraktive alternativer til udbringning af spildevandsslam på landbrugsjord (Løkkegaard, 2020).

I forhold til den anden mulighed, reduktion i mængden af udbragt slam, så er spildevandsslam – alt andet lige et attraktivt gødningsprodukt for planteavlere. Husdyravlere har som hovedregel husdyrgødning til at dække deres gødningsbehov, og de vil derfor som oftest ikke være interesserede i at aftage spildevandsslam. Slammets indhold af næringsstoffer, primært N og P, betyder, at mængden af kunstgødning kan reduceres, og det giver anledning til en økonomisk besparelse. Ifølge HedeDanmark, som bl.a. står for formidling af spildevandsslam (kaldt biogødning) fra rensningsanlæg til landmænd, er det således kutyme, at landmanden får både biogødningen og udspredding gratis (Christensen, 2021). Ifølge Miljøstyrelsen (2015) er anvendelsen af slam endnu mere fordelagtig, idet det fremføres, at landmænd rent faktisk modtager betaling for at modtage spildevandsslam. Betalingen kan ses som kompensation for de dyrkningsmæssige begrænsninger, som anvendelsen af spildevandsslam medfører. Det nævnes dog også i Miljøstyrelsen (2015), at praksisen med betaling af landmændene forventes at ændre sig på sigt i takt med stigende fosforpriser.

Mængden af slam, der udspreddes på et givent areal varierer, og den aftale, der indgås mellem landmanden og leverandøren af spildevandsslammet, tager som oftest udgangspunkt i mængden af næringsstoffer frem for mængden af spildevandsslam (Christensen, 2021). Landmanden sparer således som mini-

mum udgifter til indkøb af alternativ gødning, og derudover sparer han potentielt også en andel af sine gødningsudbringningsomkostninger. Størrelsen af besparelsen vil variere fra sag til sag afhængig af bl.a. spildevandsslammets indhold af næringsstoffer og af hvilken afgrøde, der er tale om, i det disse faktorer har betydning for hvor meget kunstgødning, der skal suppleres med. Som udgangspunkt antages det ikke, at en reduktion i mængden af spildevandsslam, vil have nogen reel betydning i forhold til gødningsudbringningsomkostningerne. Dette skyldes, at det forventes nødvendigt at supplere spildevandsslammets med kunstgødning for at opnå det ønskede, afgrødespecifikke gødningsniveau. Det vil derfor være nødvendigt for landmanden at sprede gødning både i situationen med og situationen uden spildevandsslam. Mængden, og typen, af anden gødning vil dog variere afhængig af situationen.

Indholdet af N og P i spildevandsslam er beregnet på baggrund i datasættet fra de 100 rensningsanlæg for 2018/2019, som også indeholder oplysninger om N og P indholdet i slammet fra 92 af anlæggene, se tabel 2.8. Som det fremgår af tabellen er det gennemsnitlige N indhold 56,8 kg/ton TS, hvorimod det gennemsnitlige P indhold er 32,3 kg/ton TS. For både N og P ses det dog, at der er betydelig variation på tværs af anlæg, hvilket betyder at gødningsværdien af 1 ton spildevandsslam må forventes at variere betragteligt afhængig af de lokalspecifikke forhold. Der er ikke oplysninger om K indholdet i datasættet for de 100 rensningsanlæg.

Tabel 2.8 N og P indhold i spildevandsslam (N=92; år: 2018/2019).

	N (kg/ton TS)	P (kg/ton TS)
Gns	56,8	32,3
Min.	11	9,5
Maks.	120	56

Til sammenligning er det gennemsnitlige N, P og K indhold i spildevandsslam i Miljøstyrelsen (2013:38) opgjort til hhv. 49,9, 28,9 og 4,5 kg per ton tørstof, hvorimod det i Ingvertsen et al. (2016:23) er opgjort til hhv. 44, 32 og 2 kg per ton tørstof. Forskellene i de forskellige estimater kan skyldes flere ting; variation og udvikling over år, variation i hvilke anlæg data kommer fra, samt af hvorvidt der er tale om simple eller vægtede gennemsnit. I den videre analyse antages det at spildevandsslam gennemsnitligt indeholder 50 kg N, 30 kg P og 3 kg K per ton tørstof. For P og K antages udnyttelsesprocenten at være 100, hvorimod den for N sættes til 45 %, jf. udnyttelseskravet for N i spildevandsslam specificeret i Landbrugsstyrelsen (2020). Det betyder, at substitutionsforholdet for P og K i hhv. kunstgødning og spildevandsslam antages at være 1:1, hvilket betyder at 1 ton tørstof spildevandsslam gennemsnitligt substituerer hhv. 30 kg P og 3 kg K. For N betyder det lavere udnyttelseskrav imidlertid, at tildeling af 1 ton tørstof spildevandsslam, til trods for et totalt N indhold på 50 kg, kun substituerer 22,5 kg N tildelt via kunstgødning. Ud over N, P og K indeholder spildevandsslam også en række mikronæringsstoffer, samt kulstof, som kan bidrage positivt til afgrødernes vækst samt jordens struktur. Indholdet af mikronæringsstoffer og kulstof er imidlertid ikke kvantificeret, og det inddrages derfor ikke i beregningerne.

Omkostningsbesparelsen per ton tørstof udbragt spildevandsslam kan beregnes med udgangspunkt i priser for N, P og K i handelsgødning fra FarmtaOnline. Her er gennemsnitspriserne for N, P og K for 2020 angivet til hhv.

5,75 (N), 9,00 (P) og 6,00 (K) kr. per kg<sup>6</sup>. Kombineret med det gennemsnitlige næringsstofindhold i slam, samt udnyttelseskravet for N i spildevandsslam, kan den gennemsnitlige gødningsværdi af spildevandsslam beregnes til ca. 420 kr. per ton tørstof. Her kan 270 kr. tilskrives P, hvorimod ca. 130 og 20 kr. kan tilskrives hhv. N og K. Hvis mængden af spildevandsslam, der anvendes til jordbrugsformål reduceres, betyder det at landbrugets udgifter til indkøb af gødning øges med gennemsnitligt godt 400 kr. per ton tørstof. Med reference til den totale mængde spildevandsslam anvendt til jordbrugsformål (70-90.000 tons tørstof per år) indikerer det, at landbrugets udgifter til gødning ville øges med 28-36 mio. kr. per år, hvis der blev indført forbud mod brug af spildevandsslam til jordbrugsformål. Det bemærkes, at dette er et meget groft estimat som kan være i overkant af det reelle da gødningsindholdet i kunstgødning er nemmere tilgængeligt, nemmere at sprede og omkostningsbesparelsen bør kvalificeres før den anvendes i konkrete beregninger.

Ud over omkostningerne for landmanden, så vil en reduktion i mængden af udbragt slam også medføre øgede omkostninger for rensningsanlæggene. Den andel af spildevandsslammet, som ikke længere kan afsættes til jordbrugsformål, skal nu bortskaffes på alternativ vis (formentlig forbrænding), og omkostningerne forbundet hermed er højere end omkostningerne forbundet med afsætning til jordbrugssektoren. Disse omkostninger har imidlertid ikke betydning for landbrugserhvervet, og de skal derfor ikke medregnes her, men set fra et samfundsøkonomisk synspunkt, og for andre sektorer, kan de have potentiel stor betydning.

Endelig, i forhold til den reelle reduktion i tilførslen af tungmetaller, bør det bemærkes, at tildelingen af kunstgødning alt andet lige vil øges, hvis tildelingen af spildevandsslam reduceres. Idet der også tilføres tungmetaller ved tildeling af kunstgødning (se afsnit 2.5) betyder dette, at den reelle reduktion i tungmetaltilførslen vil være mindre end den mængde tungmetaller, der er i spildevandsslammet. I denne sammenhæng er det som nævnt i kapitel 1 også væsentligt at bemærke, at zink og kobber også er essentielle plantenæringsstoffer. Det er derfor ikke et mål i sig selv af nå en tilførsel på nul, og hvis tilførslen via spildevandsslam begrænses vil tilførslen via andre gødningstyper potentielt blive øget, i hvert fald hvis begrænsningen betyder at den samlede tilførsel ellers vil blive reduceret til under niveauet for afgrødernes næringsstofbehov.

## **2.3 Gødkning med bioaske**

### **2.3.1 Bioaske anvendt i landbruget**

Bioaske er et restprodukt fra energiproduktion baseret på afbrænding af træ, halm eller træpiller. Ved afbrænding omsættes biomassens indhold af kulstof til varme, og tilbage bliver en aske, som indeholder 60-90 % af de næringsstoffer, som var i den afbrændte biomasse. Dette fremgår af skov og landskabs informationsside bioaske.dk. Bioaske har generelt et relativt højt indhold af plantenæringsstofferne P og K, og disse recirkuleres, når bioaske genanvendes som gødning (Bang, 2020). Bioaske indeholder derimod ikke N i nævneværdig grad, og i modsætning til spildevandsslam indeholder asken heller ikke C, som kan bidrage til opbygning af jordens kulstofpulje.

<sup>6</sup> Det bemærkes at priserne på N, P og K varierer, og at de her anvendte priser derfor ikke nødvendigvis afspejler den aktuelle pris på N, P og K.

Bioaske kan anvendes enten på marker eller i skov; her vil fokus være på bioaske anvendt til jordbrugsformål inden for landbruget. Anvendelsen af bioaske som gødning kan i princippet fortrænge husdyrgødning såvel som handelsgødning, men i praksis vil bioaske hovedsageligt erstatte anvendelsen af handelsgødning på rene planteavlsbedrifter, idet husdyravlere som oftest er selvforsynende med gødning, og derfor ikke vil være interesseret i at aftage alternative gødningsprodukter. Idet bioaske ikke indeholder N, vil det som udgangspunkt være nødvendigt at supplere anvendelsen af bioaske med handelsgødning.

Ud over P og K indeholder bioaske også en række andre potentielt problematiske stoffer, herunder tungmetaller, som enten ophobes/akkumuleres i jorden, optages af afgrøder og organismer i jorden, eller udvaskes til vandmiljøet. Hvor stor en andel af de tilførte tungmetaller, der udvaskes til vandmiljøet afhænger af en række faktorer, og vil derfor variere fra situation til situation. Effekten på vandmiljøet af at reducere tilførslen af tungmetaller til landbrugsjorden via gødning med bioaske vil derfor også variere mellem lokaliteter. Der er således ikke et 1:1 forhold mellem reduktionen af tilførslen af tungmetaller til jorden via bioaske og reduktionen i udledningen af tungmetaller til vandmiljøet.

Brugen af bioaske til jordbrugsformål er reguleret af bekendtgørelse om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2019). I Bioaskebekendtgørelsen er der i Bilag 2 fastsat grænseværdier for indholdet af en række tungmetaller, herunder Nikkel. Grænseværdien for nikkel er sat til 60 mg per kg tørstof. Der er ikke fastsat grænseværdier for bioaskens indhold af kobber og zink. Derudover er det i forhold til udspreddning på landbrugsarealer specificeret, at der, som et gennemsnit over 5 år, maksimalt må tilføres 0,8 g cadmium per ha per år, samt at der – selv om grænsen for cadmium tilførsel ikke overskrides – maksimalt må tilføres 5 tons asketørstof per ha over en periode på 5 år. Endelig specificeres det, at der ikke må doseres mere aske end planternes gødningsbehov, og det bemærkes her, at det ofte vil være K, der er retningsgivende for doseringen. I forhold til dosering er der i Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen specificeret et fosforloft på 30 kg P per ha per planperiode. Aske fra afbrænding af træ kan anvendes på både konventionelle og økologiske bedrifter, hvorimod halmaske udelukkende kan anvendes på konventionelle bedrifter.

I Bioaskebekendtgørelsen er det specificeret, at bioaskeproducenter årligt skal indberette mængden af bioaske afsat til jordbrugsformål på landbrugsarealer. Indberetningerne er imidlertid ikke umiddelbart tilgængelige på aggregeret form, og de har derfor ikke kunnet anvendes i nærværende projekt. Der findes således ikke umiddelbart tilgængelige opgørelser af, hvor meget bioaske der produceres, hvordan asken anvendes og hvilken type biomasse, bioasken stammer fra. Via kontakt til virksomheden Emineral, som administrerer asken fra de største kraftværker i Danmark, har vi dog fået nogle overordnede skøn over mængden af bioaske, anvendelsesformål og biomassetype. Disse skøn præsenteres i det følgende.

Ved afbrænding af biomasse produceres som udgangspunkt 2 askefraktioner, hhv. bioflyveaske og biobundaske. Nogle kraftværker, hovedsageligt mindre kraftværker, producerer imidlertid kun en askefraktion, som indeholder både flyveasken og bundasken. Biobundasken lever som udgangspunkt op til kravene i bioaskebekendtgørelsen, og denne fraktion kan derfor anvendes direkte til jordbrugsformål i Danmark. I modsætning hertil kan kvaliteten af

bioflyveaske som udgangspunkt ikke antages at leve op til kravene i bioaskebekendtgørelsen, og derfor anvendes denne fraktion som udgangspunkt ikke til jordbrugsformål i Danmark. Den kan dog eksporteres til andre lande, eksempelvis Polen, hvor der er lempeligere krav i forhold til anvendelsen af bioaske til jordbrugsformål.

Emineral håndterer årligt omkring 40.000 tons bioaske, hvoraf 15.000 tons er bioflyveaske og 25.000 tons er biobundaske. Asken håndteret af Emineral anvendes bl.a. til jordbrugsformål; bundasken (godt 60 %) anvendes på danske jorde, hvorimod flyveasken (knap 40 %) eksporteres til Polen. Ud over den mængde aske de håndterer, vurderer de, at der i alt produceres yderligere 50.000 tons bioaske i Danmark per år. Dermed anslås den samlede produktion at være 90.000 tons per år, hvoraf i omegnen af 60.000 tons formodes anvendt til jordbrugsformål i enten Danmark eller udlandet (formentlig primært Polen). De resterende 30.000 tons bliver enten anvendt som genopfyld eller sendt til deponi. Hvor stor en andel af de 60.000 tons, der anslås anvendt til jordbrugsformål, der anvendes i Danmark vides ikke, men hvis der antages samme fordeling for de 60.000 tons som for asken håndteret af Emineral, så vil det svare til, at der i alt anvendes 36.000 tons bioaske til jordbrugsformål i Danmark. En delmængde heraf bliver spredt på landbrugsjorde, hvorimod en andel bliver anvendt i skove.

I forhold til typen af bioaske, så bemærker Emineral at det er svært at sige noget generelt, idet produktionen varierer meget fra år til år. I forbindelse med en tidligere undersøgelse, fandt de dog frem til en fordeling der hed halmaske (52 %), træpilleaske (4 %) og træfliskaske (44 %). I forhold til nærværende studie har typen af aske betydning, idet niveauet for indholdet af tungmetaller varierer afhængig af, hvilken type biomasse asken stammer fra.

### **2.3.2 Reduktion af tungmetaltilførsel via bioaske**

Umiddelbart kan tilførslen af kobber, nikkel og zink via bioaske til jorden, reduceres på to måder; via en reduktion i mængden af udbragt bioaske og/eller via en reduktion i tungmetallindholdet i bioasken. Derudover kan der potentielt tænkes at være en effekt forbundet med skærpede regler vedr. udbringning, fx udbringningsmetode, -tidspunkt eller -område; reduktioner af denne type vil dog kræve væsentlig mere detaljeret viden end det har været muligt at fremskaffe inden for rammerne af nærværende projekt.

På nuværende tidspunkt anses det ikke som en reel mulighed at reducere tungmetaltilførslen ved at fjerne tungmetaller fra bioasken inden udbringning. Der er udført indledende forsøg med fjernelse af tungmetaller fra træakse, men forsøgene blev stoppet af to årsager (Simon Skov, personlig kommentar). Den ene af disse var, at tungmetallindholdet i fliskaske er relativt lavt, og oftest ligger under grænseværdierne specificeret i bioaskebekendtgørelsen, hvilket betyder at der med de nuværende regler ikke er noget reelt incitament til at implementere initiativer til at reducere indholdet af tungmetaller i bioaske, i hvert fald ikke så længe der er tale om træaske. Den anden årsag var, at processen var fordyrende, hvilket ikke harmonerer med at økonomien i askegenanvendelse allerede i udgangspunktet er anstrengt.

Bioaske har som nævnt et relativt højt indhold af P og K, og når bioaske anvendes som gødning betyder det derfor, at mængden af P og K tildelt via kunstgødning kan reduceres. Substitutionen af kunstgødning med bioaske er forbundet med en besparelse for landmanden, og - alt andet lige - er brugen

af bioaske dermed attraktiv for landmanden set fra et økonomisk synspunkt. Hvor stor besparelsen er, afhænger af en række faktorer så som geografi, kvaliteten af asken, den ønskede dosering og de aktuelle gødningspriser (Christensen, 2021). Som udgangspunkt betaler landmanden selv for udspreddningen af bioasken, så der er ikke nogen potentiel besparelse i forhold til udbringning. Hvorvidt landmanden får bioasken gratis, eller om han skal betale noget for den, varierer fra situation til situation.

I en artikel med titlen "Bioaske kan anvendes som billig gødning" (Effektivt Landbrug, 2020) anslås den gennemsnitlige gødningsværdi af bioaske at være omkring 1.000 kr. per ha. Beregningen er baseret på en gennemsnitsbetragtning, og dækker dermed over betydelig variation afhængig af bioaskens mere specifikke indhold af næringsstoffer, dosering og priser. Mere specifikt er beregningen baseret på et P indhold på 5 kg/tons aske og et K indhold på 40 kg/tons aske, samt en dosering på 5 tons per ha. Det er ikke specificeret, hvilke priser på P og K, der er anvendt, men det fremgår af resultatet, at de anvendte priser må være lavere end de priser fra Farmtal Online, som blev anvendt til beregningerne vedr. spildevandsslam i afsnit 2.2.2. Hvis ovenstående gennemsnitlige antagelser vedr. næringsstofindhold og dosering fastholdes, og priserne på P og K sættes til hhv. 9 og 6 kr./kg, svarende til priserne for 2020 i FarmtalOnline, så fås gødningsværdien per ha til 1.425 kr./ha, svarende til en gødningsværdi per ton aske på 285 kr./ton bioaske. Hvor meget landmandens omkostninger vil øges, hvis brugen af bioaske reduceres afhænger af, hvad der betales for bioasken. Hvis landmanden får bioasken gratis vil gødningsomkostningerne gennemsnitligt øges med 285 kr. for hvert ton bioaske tildelingen reduceres med; hvis der betales for bioasken, vil de øgede omkostninger være lig 285 kr. per ton aske minus prisen per ton.

Ud over omkostningerne for landmanden, så vil en reduktion i mængden af udbragt bioaske også medføre øgede omkostninger for askeproducenterne, idet asken så skal afsættes på alternativ vis. Omkostningerne forbundet hermed må formodes at være højere end omkostningerne forbundet med afsætning til dansk landbrug, idet askeproducenterne som udgangspunkt må forventes at have valgt den økonomisk mest fordelagtige afsætning i den nuværende situation. En mulig alternativ anvendelse vil være eksport, fx til Polen, som det for nuværende er praksis for flyveaskefraktionen administreret af Eminent. Alternativt kan asken deponeres, men dette er en dyr løsning. Som eksempel kan nævnes at affaldsselskabet AVV på deres hjemmeside har listet følgende priser for modtagelse af bioaske; 610 kr./ton for bioaske med analyseresultater, der dokumenterer at asken overholder grænseværdierne for anvendelse til jordbrugsformål, 1.315 kr./ton for bioaske, der ikke indleveres med gyldigt analyseresultat og 2.020 kr./ton for bioaske, der er analyseret, men hvor analyseresultaterne viser at asken overskrider grænseværdierne i Bioaskebekendtgørelsen. Disse omkostninger har imidlertid ikke betydning for landbrugserhvervet, og de skal derfor ikke medregnes her. Set fra et samfundsøkonomisk synspunkt er de imidlertid relevante at tage i betragtning, ligesom det er relevant at tage i betragtning at begrænsningerne i brugen af bioaske potentielt konflikter med tankegangen om en cirkulær økonomi.

Endelig, i forhold til den reelle reduktion i tilførslen af tungmetaller, bør det bemærkes, at tildelingen af kunstgødning alt andet lige vil øges, hvis brugen af bioaske reduceres. Idet der også tilføres tungmetaller ved tildeling af kunstgødning (se afsnit 2.4) betyder dette, at den reelle reduktion i tungmetalltilførslen vil være mindre end den mængde tungmetaller, der er i bioasken.

## 2.4 Gødskning med handelsgødning

### 2.4.1 Gødskning med handelsgødning

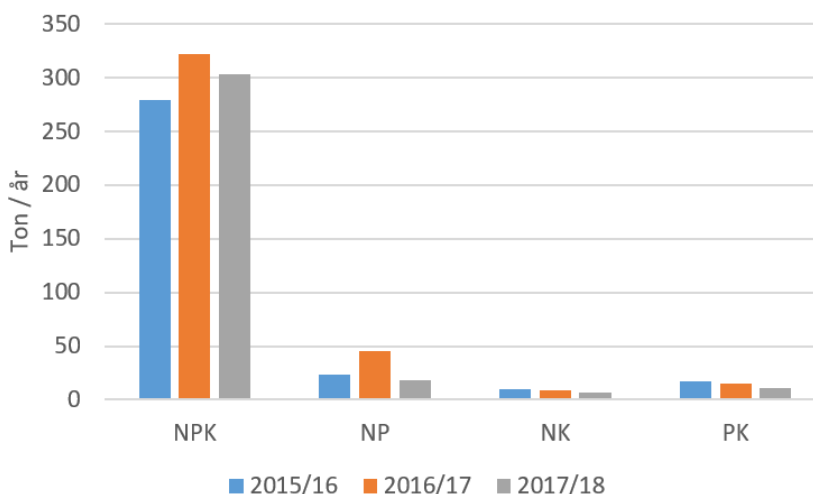
Anvendelsen af handelsgødning reguleres i gødskningsbekendtgørelsen (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2021) som ændres fra planperiode til planperiode. Ifølge bekendtgørelsen skal jordbrugsvirksomheder være tilmeldt Register for Gødningsregnskab. I dette gødningsregnskab sikres, at summen af næringsstoffer i husdyrgødning og handelsgødning ligger inden for gødskningsbekendtgørelsens rammer for anvendelse af gødning.

Forbruget af handelsgødning bliver i høj grad bestemt af, hvor meget husdyrgødning, slam, bioaske mv. der tilføres landbrugsjorden og hvor godt disse gødningskilder udnyttes. Potentialet i at nedbringe mængden af miljøfarlige stoffer tilført med handelsgødning forventes primært at bestå i at udnytte den allerede anvendte fosfor bedre, så importbehovet af nyudvundet fosfor reduceres.

### 2.4.2 Brugen af handelsgødning

Landbrugsstyrelsens (2020) statistik over gødningsregnskaberne viser det danske salg af blandingshandelsgødninger i ton og her fremgår at blandingsgødninger med både N, P og K fylder mest, se figur 2.5. Disse blandingsgødninger dækker langt størstedelen (For 2017/18 ca. 98 %) af de anvendte handelsgødninger som indeholder fosfor. Der bliver også anvendt enkeltgødninger, som kun indeholder et næringsstof og her fylder de rene kvælstofgødninger mest.

Figure 2.5. Salget af blandingshandelsgødninger i Danmark i perioden 2015-2018 (LBST, 2020).



### 2.4.3 Indhold af kobber, zink og nikkel i handelsgødninger

Handelsgødning indeholder urenheder som bl.a. består af tungmetaller såsom zink, kobber og nikkel. Forskellige typer af NPK, PK og NP gødninger blev i 2009 testet for deres indhold af tungmetaller (Petersen et al., 2009). På baggrund af det litteraturstudie forventes det særligt, at være de fosforholdige gødninger som indeholder tungmetallerne, men i varierende grad. Ifølge Andersen og Thomsen (2020) benyttes, i takt med verdens fosforlagre tømmes, råfosfat med højere indhold af cadmium. Hvorvidt det også medfører højere indhold af andre miljøfarlige stoffer er ukendt.



I 2018 vurderede Jensen & Bak (2018) på baggrund af data fra 2009 og 2011, at tilførslen af hhv. kobber og zink var 7,7 ton/år og 51,7 ton/år fra handelsgødning og dybstrøelse og man anslog at tilførslen fra husdyrgødning var 1.300 ton zink per år og 300 ton kobber per år. Dermed blev det vurderet at tilførslen fra handelsgødning og dybstrøelse kun udgjorde knap 4 % af tilførslen af zink fra gødning (52/1.352) og 2,5 % af tilførslen af kobber fra gødning (8/308). Dermed bliver tilførsel fra handelsgødning alene endnu mindre.

Anvendes middelværdierne for indholdet af kobber, zink og nikkel sammen med gødningsregnskabet, kan det samlede indhold af kobber, zink og nikkel i NPK, NP og PK gødninger skønnes, se tabel 2.9. Her skønnes det, at kobber, zink og nikkel i handelsgødning samlet set har tilført hhv. 6-9, 30-41 og 24-30 ton/år i perioden 2015-2018.

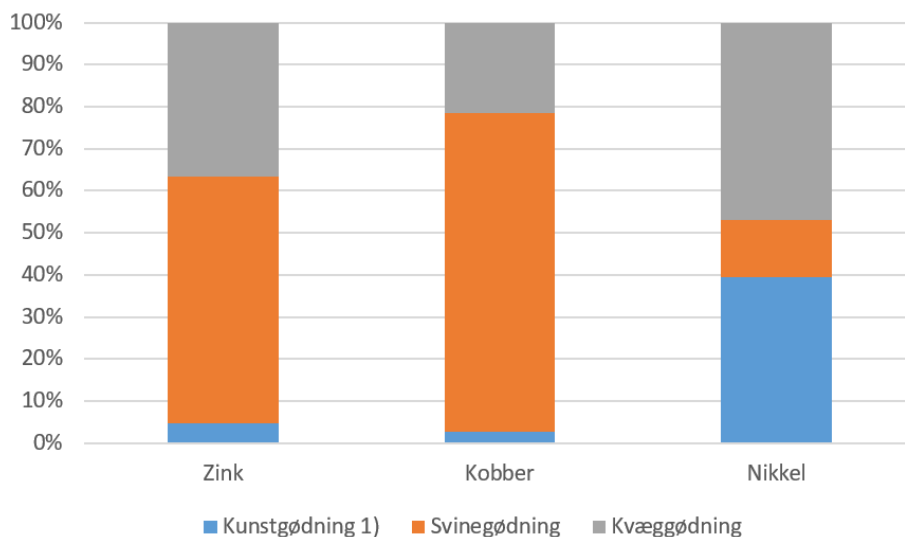
Tabel 2.9 Skøn af det samlede indhold af kobber, zink og nikkel i NPK, NP og PK gødning solgt i Danmark.

Ton/år	2015/2016	2016/2017	2017/2018
Kobber	6	9	9
Zink	41	30	39
Nikkel	24	30	25

Kilde: Landbrugsstyrelsen (2020).

Den danske udbringning af husdyr- og handelsgødning giver samlet set anledning til meget forskellige forventninger om udbringning af tungmetaller indeholdt i gødningsmaterialet. Figur 2.6 viser, at for kunst- og husdyrgødningen, er det særligt svinegødning der tilfører zink og kobber hvorimod størstedelen af nikkel formodes at stamme fra kvæggødning.

Figure 2.6. Skøn over forventet niveau af zink, kobber og nikkel fra handelsgødning, svinegødning og kvæggødning efter udfasning af brugen af medicinsk zink i svineproduktionen. Summerer resultaterne fra tabellerne 2.4, 2.5 og 2.9.



#### 2.4.4 Reduktionsmuligheder

Handelsgødning bliver benyttet til at sikre, at planternes behov for gødning er opfyldt og dermed bliver forbruget af handelsgødning i høj grad bestemt af, hvor meget husdyrgødning, slam, bioaske mv. der tilføres landbrugsjorden og hvor godt disse gødningskilder udnyttes.

Som nævnt forventes potentialet i at nedbringe mængden af miljøfarlige stoffer tilført med handelsgødning primært at bestå i at udnytte den allerede anvendte fosfor bedre, så importbehovet af ny-udvundet fosfor reduceres. På en

relativt stor del af landbrugsjorden er der fosforoverskud med en stor jordpulje af fosfor, som er bundet til jordpartiklerne (Andersen & Thomsen, 2020). Hvor stort overskuddet er, afhænger af, om det opgøres som drifts- eller markbalance (Jacobsen, 2022), hvor i mellem der er en forskel på ca. 5.000 tons pr. år.

Strategierne for at udnytte den tilgængelige fosfor bedre er mange. Først og fremmest er det en mulighed at reducere fosforoverskuddet, så der ikke tilføres mere fosfor end der fraføres dyrkningsarealet. Der er indført fosforlofter, som sætter loft over tilførslen af fosfor. På arealer med høje fosfortal må der udbringes mindre fosfor per hektar end på arealer med lave fosfortal. Grænserne forventes at blive reduceret frem mod 2025 (Jacobsen, 2022). Når der overgødskes med fosfor er det fordi der anvendes husdyrgødning med et forhold mellem kvælstof og fosfor, som ikke modsvarer planternes behov og gødningsreguleringen historisk har været målrettet kvælstof. Hvis husdyrgødskningen blev reduceret, så fosfortildelingen modsvarer bortførelsen af fosfor ville det kræve større udspretningsareal. Husdyrgødning er dyrt at transportere over store afstande, så der er ikke med den nuværende regulering incitament til at reducere gødskningen med husdyrgødning. Der er lavet driftsøkonomiske beregninger af omkostningerne ved at reducere fosforlofterne, som viser omkostninger i intervallet 0,2 til 27 mio. kr. pr. år for landbruget afhængig af scenarier og ambitionsniveau (Jacobsen, 2022).

En anden mulighed for at reducere fosfortilførslen er at anvende husdyrgødning som startgødning til majs på kvægbedrifter (Sørensen et al., 2019) i stedet for at anvende handelsgødning. Det er stadig ved at blive undersøgt, om denne form for startgødning har samme udbyttepotentiale og er lige så dyrkningssikker, som anvendelse af handelsgødning som startgødning. Meget tyder på at fosfor givet som startgødning har en effekt som placeret gylle ikke kan erstatte. Dog vil placeret gylle løfte udbyttet i forhold til alm. tilførsel af gylle (Jacobsen, 2022).

En tredje mulighed for reduktion af fosforindholdet i gødningen er ved at tilsætte fytase til foderet til grise, fjerkræ og ungkvæg, da det er med til at øge tilgængeligheden af foderfosfaten og dermed reducere fosforindholdet i husdyrgødningen (Andersen og Thomsen, 2020).

En fjerde mulighed er ifølge Poulsen et al. (2018) muligheden for bedre udnyttelse af fosfor i foderet. Generelt vil teknologiske landvindinger medføre, at det er muligt at fodre mere præcist, så der ikke overdoseres i så høj grad med fosfat. Og derudover vil den gradvise produktivitetsudvikling, som kommer til udtryk i reduceret foderforbrug i forhold til tilvæksten medføre, at der er mindre overskydende fosfat som bliver udskilt. Omvendt er der faktorer, som trækker den anden vej, fx er øget brug af raps som proteinkilde til fodring med til at øge fosforindholdet i gødningen, da raps indeholder mere fosfat end sojaskrå (også grundet ønske om at reducere brug af GMO soja).

#### **2.4.5 Økonomiske data for omkostninger**

Der er lavet beregninger på omkostninger ved at omfordele husdyrgødning. Dette kan enten ske ved at omfordele hele gyllemængden eller ved at foretage en gylleseparering og nøjes med at omfordele den faste fraktion af gyllen. Ingen af løsningerne er økonomisk særligt attraktive. Den første løsning med at omfordele hele gyllen medfører store transportomkostninger, hvis afstanden

mellem stalden og modtageren af gyllen er stor. Den anden løsning med separering af gyllen medfører, at den transporterede mængde reduceres betragteligt, men omvendt indebærer det en omkostning til separering af gyllen. Denne løsning er analyseret for case-bedrifter med 100 DE i Knudsen et al. (2015), og koster mellem 220 kr. og 490 kr. pr. DE afhængig af løsning (se eventuelt også Jacobsen, 2017). Men effekten er også at harmoniarealet reduceres, og hvilken værdi dette har for landmanden afhænger blandt andet af husdyrintensiteten i området. Se i øvrigt Andersen og Thomsen (2020) for flere overvejelser vedrørende benyttelse af denne mulighed.

#### 2.4.6 Indhold af MFS i mikronæringsstoffer

Det er ikke kun i ”almindelig” handelsgødning, at der findes kobber og zink. Også i mikronæringsstoffer<sup>7</sup> som fx anvendes ved rapsdyrkning er der indhold af kobber og zink, som vist i tabel 2.10 for planåret 2015/2016 til 2017/2018 (Landbrugsstyrelsen, 2021).

Tabel 2.10 Indhold af kobber og zink for det totale salg af mikronæringsstoffer i plan-årene fra 2015/2016 til 2017/2018.

Ton/år	2015/2016	2016/2017	2017/2018
Kobber	10	19	37
Zink	-	-	3

Anvendelsen af kobber som mikronæringsstof benyttes på landbrugsjorde, som viser tegn på kobbermangel eller hvor analyseresultater viser, at der er behov for gødskning med kobber (Landbrugsavisen, 2017). Resultater fra jordprøver taget i hele landet, og som er gengivet i Oversigt over landsforsøg 2016, tabel 47 side 256 (Landbrug og Fødevarer, Planteproduktion 2017), viser, at ca. 41 pct. af jordprøverne analyseret for kobber har et kobbetal under to, som anses for at være grænsen for, hvornår der kan opstå kobbermangel på visse jorde (Seges, 2017).

Denne type mikronæringsstof udbringes med marksprøjte og bliver doseret ret præcist. Derudover må det formodes at indholdet af mikronæringsstoffer er sammensat efter planternes behov, og hvor der i forvejen ikke er en stor jordpulje af kobber. Der vurderes ikke at være gode muligheder for substitution, da det er et mikronæringsstof, som planterne har behov for, og hvis det ikke anvendes, må det formodes at have en negativ effekt på udbyttet. Der laves ikke erhvervsøkonomisk effektberegningerne på reduktion af kobber som mikronæringsstof, da det ikke vurderes relevant, fordi udbringningen sker, hvor der ikke i forvejen er en stor jordpulje af kobber bundet til jordpartiklerne.

## 2.5 Kalkning af jorden

### 2.5.1 Kalkningsbehov i landbruget

Der sker en løbende forsuring af landbrugsjorden; forsuringen skyldes til dels naturlige processer, men vanding, brug af ammoniumholdige handelsgødning samt dyrkning af bælgplanter bidrager også til forsuringen (Dankalk, 2016). Når jorden er for sur, påvirkes tilgængeligheden af en række næringsstoffer i negativ retning, og forsuring har dermed en negativ effekt på plante-

<sup>7</sup> Næringsstoffer, hvor der fjernes mindre end 1 kg per hektar per år.

væksten og udbyttet. Jordens surhedsgrad har således betydning for tilgængeligheden af en række plantenæringsstoffer, og forsuringen af jorden kan modvirkes ved udsprejning af jordbrugskalk, som har en positiv effekt på både jordstruktur, samt kvalitet og udbytte af afgrøder. Udover  $\text{CaCO}_3$ , som modvirker forsuringen, indeholder jordbrugskalk imidlertid også som oftest små mængder tungmetaller, herunder kobber, nikkel og zink (Jensen og Løkke, 1998). Tilgængeligheden af tungmetallerne afhænger ligesom tilgængeligheden af næringsstoffer også af jordens pH (Schjørring, 2005), og når jorden tilføres gødning med indhold af tungmetaller er det derfor vigtigt at holde jorden i god kalktilstand.

Kalkningsbehovet bestemmes ud fra måling af jordens reaktionstal, som er koblet til jordens pH-værdi ( $\text{rt} = \text{pH} + 0,5$ ), og det varierer afhængig af afgrøder og jordtyper. Derudover øges kalkningsbehovet, hvis der gødes med forsuret gylle. Det er ikke nødvendigt at tilføre kalk hvert år, men kalken bør tilføres regelmæssigt med ikke alt for lange intervaller, fx hvert 3-4 år (Dankalk, 2016). Det totale kalkforbrug var i 2020 på 565.000 tons  $\text{CaCO}_3$ , hvilket er en stigning på 38 % i forhold til året før, hvor forbruget var 410.000 tons (Seges, 2018). Der er således betydelig variation fra år til år; dette til trods konkluderes det dog i Seges (2018), at kalkforbruget de seneste 20 år har været rimeligt stabilt. I Jensen et al. (2018) er det totale kalkforbrug omregnet til en gennemsnitlig årlig tildeling for omdriftsarealer på 200-250 kg per ha. Den aktuelle tildeling af kalk er imidlertid i underkanten af det optimale; det gennemsnitlige reaktionstal for danske landbrugsjorde er således faldende, hvilket betyder at der sker en løbende forsuring af jordene (Seges, 2018; Landbrugsavisen, 2019). Til sammenligning kan det nævnes, at Jensen (2015b) angiver at den anbefalede kalkningsmængde er 330-500 kg/ha/år, som typisk kan udbringes ved at sprede 2 tons/ha hvert 4.-6. år.

Jensen (2015b) indeholder en opgørelse af tungmetallindholdet (min., maks. og gennemsnit) i kalkningsprodukter produceret i Danmark (soft lime stone) og kalkningsprodukter baseret på silikat kalk produceret i EU. Opgørelsen omfatter nikkel, men ikke kobber og zink; det gennemsnitlige nikkellindhold i dansk kalk er opgjort til 4,5 mg per kg tørstof. Af opgørelsen fremgår det, at tungmetallindholdet for alle de omfattede tungmetaller er betydeligt lavere i den danske kalk end i silikatalken; ration for det gennemsnitlige indhold varierer mellem 2 og 589, for nikkel er indholdet i silikat kalk 3,8 gange højere end indholdet i den typiske danske kalk. Disse tal indikerer at det har stor betydning for opgørelsen af tungmetalltilførslen til landbrugsjord via kalkningsprodukter hvilken type kalk, der er tale om. I det kalk som udgangspunkt er et relativt billigt produkt, der er dyrt at transportere, antages det at langt størstedelen af den kalk, der anvendes i Danmark er dansk produceret kalk. Den danske kalk har imidlertid et meget lavt indhold af magnesium, så der importeres også en vis mængde dolomit kalk, som iblandes den danske kalk. Det resulterende produkt kaldes magnesiumkalk (Dankalk, 2016).

Med udgangspunkt i Jensen (2015), beregner Jensen et al. (2018) at den gennemsnitlige nikkeltilførsel til danske landbrugsjorde i omdrift er 1,013 g/ha/år; beregningen er baseret på en årlig kalktilførsel på 225 kg/ha. Jensen et al. (2018) beregner også tilførslen for en række andre tungmetaller, men ikke for kobber og zink. Tilførslen af tungmetaller til landbrugsjord via kalkning er imidlertid beregnet for alle tre tungmetaller i Miljøstyrelsen (1998); beregningerne er baseret på tungmetalkoncentrationer i kalk fra Faxe kalkbrud, og under antagelse om en kalktildeling på 600 kg/ha/år. Denne kalktildeling er væsentlig højere end den aktuelle gennemsnitlige tildeling på 200-

250 kg/ha/år, og når tallene justeres til at afspejle en tildeling på 225 kg/ha (samme som anvendt i Jensen et al. (2018)), får gennemsnitlige tilførsler på hhv. 1,13 g/ha/år for kobber, 1,65 g/ha/år for nikkel og 6,38 g/ha/år for zink. I Jensen (2015b) regnes der med, at 2,4 mio. ha kalkes regelmæssigt; hvis samme antagelse lægges til grund her, kan den samlede tilførsel af kobber, nikkel og zink til landbrugsjorde via kalkning beregnes til hhv. 2,7 tons/år, 4 tons/år og 15,3 tons/år.

Det bemærkes, at den her beregnede gennemsnitlige nikkeltilførsel er højere end den beregnet i Jensen et al. (2018); dette skyldes formentlig, at tallene i Miljøstyrelsen (1998) udelukkende er baseret på målte metalkoncentrationer i kalk fra Faxe kalkbrud, hvorimod tallene i Jensen (2015), og dermed også Jensen et al. (2018) afspejler gennemsnitskoncentrationer i dansk jordbrugskalk, som stammer fra flere kilder end blot Faxe kalkbrud. Indholdet af tungmetaller i kalk kan således variere fra produkt til produkt afhængig af, hvor kalken er brudt (Miljøstyrelsen, 1998). Ligeledes varierer indholdet af  $\text{CaCO}_3$  også afhængig af, hvilken kalktype (skrivekridt eller bryozokalk), der er tale om (Dankalk, 2016). I forhold til tungmetalkoncentrationerne i Miljøstyrelsen (1998) bemærkes det, at det ikke har nogen betydning for tallenes gyldighed, at de er relativt gamle; indholdet er således det samme nu som dengang (Braae, 2021).

I forhold til den forventede udvikling i kalkning, så bemærkes det at der, som nævnt i afsnit 2.1.1, må forventes at ske en stigning i forbruget af kalk, hvis der sker en stigning i brugen af forsuret gylle. Ifølge Jensen et al. (2018) er der nogen usikkerhed omkring, hvor meget kalkforbruget bør øges, hvis der anvendes forsuret gylle, idet det bl.a. afhænger af typen af gylle og om der er tale om stald eller markforsuring. I Jensen et al. (2018) regnes der på en række scenarier, hvor kalktildelingen øges med hhv. 200, 300 og 400 kg/ha/år, hvilket indikerer at der kan forventes betydelige stigninger i kalkforbruget, hvis anvendelsen af forsuret gylle bliver udbredt. Idet tilførslen af tungmetaller er proportional med mængden af tilført kalk, må det derfor forventes, at øget brug af forsuring vil give anledning i betydelige stigninger i tilførslen af tungmetaller via kalk. Afslutningsvist konkluderes det dog, stigningen overordnet set vil være relativ marginal, og dermed næppe problematisk, i hvert fald ikke for kobber, zink og nikkel (Jensen et al., 2018).

### 2.5.2 Reduktion af tungmetaltilførsel via kalkning

Kalk er et billigt produkt, men det er dyrt at transportere, hvilket bevirker at det primært handles i nærområdet (Braae, 2021). Dette indikerer at avancen på kalk ikke er voldsom stor, og at det derfor ikke er realistisk at forvente, at der umiddelbart udvikles metoder til at fjerne tungmetaller fra kalk forud for anvendelse på landbrugsarealer; et sådant incitament ville formentlig kræve implementering af skærpede krav til indholdet af tungmetaller i kalk. Derudover kan man også stille spørgsmålstegn ved, hvor relevant det er at fokusere på at reducere indholdet af tungmetaller i kalk, idet det overordnet set er relativt begrænsede mængder der er tale om, fx sammenlignet med tilførslerne via husdyrgødning (se afsnit 2.1).

Hvad omkostningen vil være for landbruget, hvis anvendelsen af kalk begrænses er ikke umiddelbart til at opgøre. Umiddelbart vil der være en besparelse forbundet med reducerede udgifter til indkøb af kalk, men omvendt må der forventes at ske et fald i indtægter jf. faldende udbytte og forringet kvalitet af de høstede afgrøder. Dette skyldes den negative effekt, som den

øgede forsurening medfører. Faldet i indtægter forventes at overstige faldet i udgifter til indkøb af kalk, og dermed vil begrænsninger i brugen af kalk repræsentere en nettoomkostning for landbruget. Faldet i indtægter må – alt andet lige – forventes at stige gradvist i takt med af forsuringen øges. Hvor stort det økonomiske tab vil være – både på kort og på lang sigt – er ikke umiddelbart muligt at opgøre.

## 2.6 Anvendelse af pesticider herunder bejdsning af frø

Benyttelsen af pesticider reguleres i lov om kemikalier (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2020b). Kilderne til kvantificering af forbruget af kobber, zink og nikkel er dels opslag i Bekæmpelsesmiddeldatabasen (Miljøstyrelsen, 2021b), dels personlig kommunikation med Miljøstyrelsen (2021c).

### 2.6.1 Omfang af pesticider med kobber, zink eller nikkel

Kobber er et aktivstof og der er ingen godkendte midler med kobber i Danmark (Miljøstyrelsen, 2021c). Potentielt kan der importeres frø bejdsset med kobber til Danmark fra udlandet, da kobber er godkendt som aktivstof i EU. Det vurderes ikke, at der foregår en sådan import.

Zink og nikkel er derimod ikke pesticidaktivstoffer og stofferne findes derfor ikke i Bekæmpelsesmiddeldatabasen. Zinkphosphid er godkendt som rodenicid aktivstof i EU (Miljøstyrelsen, 2021c), men der er ingen godkendte produkter i Danmark af den type.

Miljøstyrelsen (2021c) er ikke bekendt med, at der pt. indgår zink eller nikkel i godkendte pesticidprodukter i Danmark, men da det er grundstoffer, som kan forekomme som elementer i et aktivstof eller et hjælpestof, kan det ikke helt udelukkes. For eksempel indgår zink som element i nogle aktivstoffer såsom mancozeb, som har været godkendt i Danmark.

Stoffet er dog ikke længere godkendt i EU og de danske godkendelser er ophørt per 31. marts 2021 og sidste frist for anvendelse og besiddelse er 31.12.2021 (Miljøstyrelsen, 2021c).

Følgende aktivstoffer indeholdende zink er fundet i PPDB (Pesticide Properties Database) (2021):

- Mancozeb
- Metiram
- Propineb
- Zinc borate
- Zinc oxide
- Zinc phosphide
- Zineb
- Ziram

Ingen af disse aktivstoffer har ifølge Bekæmpelsesmiddeldatabasen (Miljøstyrelsen, 2021b) markedsføringstilladelse i Danmark. Alle andre aktivstoffer end Mancozeb er ikke lovlige at anvende i Danmark i 2021.

Der har tidligere været markedsført svampemidler, som indeholder kobber, men disse bliver ikke længere markedsført.

Ved opslag i bekæmpelsesmiddeldatabasen er der fundet indhold af kobber og zink i mikronæringsstoffer, og indholdet af zink og kobber er medtaget under afsnit om gødning.

Samlet set vurderes bekæmpelsesmidler og bejdsemidler ikke at være kilde til udbringning af kobber, zink og nikkel på landbrugsjord i Danmark efter 31.12.2021.

## 2.7 Brug af kobberholdige hjælpestoffer i akvakultur

Kobberholdige hjælpestoffer anvendes inden for havbrug til at imprægnere netbure før sæsonstart for at reducere begroning og alger. Netbure imprægneres inden udsætning typisk en gang om året, idet der dog i nogle tilfælde sker udskiftning af bure i løbet af sæsonen. Sker dette erstattes med rensede og genimprægnede bure. Havbrug er lokaliseret i de indre farvande, Smålandshavet, Lillebælt og Storebælt. Begroningen er størst i saltholdige områder, dvs. den stiger op gennem de indre farvande og er størst tættest på Kattegat.

Kobberprodukter (blåsten) anvendes til desinfektion af vandet mod parasitter i traditionelle dambrug. Der anvendes sjældent kobberprodukter i recirkulerede dambrug, hvilket både gælder delvist recirkulerede og fuldt recirkulerede anlæg.

Havbrug og dambrug er begge punktkilder, hvorfor forbruget af kobberholdige produkter fremgår af punktkilderapporten, jf. tabel 2.11.

Tabel 2.11 Indberettet forbrug af kobberholdige produkter i akvakultur.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Havbrug: Forbrug af Di-kobberoxid (kg.)	.	.	1.575	3.181	3.835	3.131	3.227	2.536
Dambrug: Kobberprodukter (kg.)	3.800	2.800	2.200	2.600	880	1.100	724	897

Kilde: Miljøstyrelsen (2019), Punktkilder 2018, side 30-32 og 35-37, tilgængelig på:

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2019/12/978-87-7038-132-1.pdf>

Det fremgår at forbruget af di-kobberoxid i havbrug er varierende i perioden 2013-2018, størst i 2015 og lavest i 2013. Endvidere fremgår at anvendelsen af kobberprodukter i dambrug er reduceret fra 3.800 kg i 2011 til 897 kg. i 2018, svarende til en reduktion på 77 %. Hvor forbruget i havbrug har varieret over tid, er det reduceret betydelig i dambrug. Dette skyldes bl.a., at der ikke anvendes kobberprodukter i recirkulerede anlæg, og at der de sidste 10 år er sket en omlægning fra produktion i traditionelle dambrugsanlæg til produktion i recirkulerede anlæg.

Struktur og økonomi for dansk akvakultur fremgår af tabel 2.12.

Tabel 2.12 Udvikling i dansk akvakultur, produktion og bruttoudbytte, 2012 og 2018.

	Produktion (tons)			Bruttoudbytte (1.000 kr.)		
	2012	2018	%	2012	2018	%
Traditionelle Dambrug	17.867	17.660	-1	427.640	483.276	13
Recirkulerede anlæg (1+3)	10.092	15.070	49	213.009	351.713	65
Andre anlæg	1.792	5.681	217	119.786	208.248	74
Havbrug	14.024	14.388	3	433.332	558.256	29
Skaldyr	<u>1.076</u>	<u>3.102</u>	<u>188</u>	<u>8.229</u>	<u>18.623</u>	<u>126</u>
I alt	44.851	55.902	25	1.201.967	1.620.117	35

Kilde: Danmarks Statistik AKREGN: Regnskabsstatistik for akvakultur efter enhed, anlægstype og regnskabsposter.

I 2018 produceres i dansk akvakultur 55.902 tons, svarende til en samlet omsætning på ca. 1,6 mia. kr. Samlet består branchen af 206 anlæg fordelt på 99 virksomheder. Antallet af beskæftigede personer var ca. 675 svarer til ca. 520 fuldtidsbeskæftigede.

Den danske produktion består primært af regnbueørreder fra ferskvandsdambrug og havbrug, men der er også andre mindre produktioner, som foregår på land i andre typer af anlæg med produktion af arter som ål, sandart og laks, samt muslinger i havet.

Af tabel 2.12 fremgår endvidere en samlet fremgang i produktionen på 25 % fra 2012-2018, mens bruttoudbyttet er steget 35 %. De landbaserede dambrugsanlæg oplevede samlet set en fremgang i produktionen på 29 % med et bruttoudbyttet der steg med 37 %. Dette dækker dog over en tilbagegang for traditionelle dambrug på 1 %, mod en fremgang i recirkulerede anlæg på 49 % og en fremgang i andre anlæg som inkluderer fuldt recirkulerede anlæg på 217 %. Alle tre typer anlæg oplever en fremgang i bruttoudbyttet, dog mest for recirkulerede og andre anlæg. For havbrugene er produktionen steget med 3 % i perioden og bruttoudbyttet med 29 %.

Til dette projekt har det ikke været muligt at undersøge en direkte sammenhæng mellem brugen af kobberholdige produkter og økonomien i danske akvakulturanlæg. Dette nødvendiggør en detaljeret modellering af faktorer der påvirker økonomien, herunder anvendelsen af produktionsfaktorer, priser på disse, produktionsmæssige rammer og afsætningsmuligheder. En undersøgelse af en sådan sammenhæng er en betydelig opgave der ligger uden for de ressourcemæssige muligheder for denne udredning.

Der er imidlertid indikationer af at regulering af kobberforbruget ikke har nogen stor økonomisk betydning for dansk akvakultur. Der er også indikationer af at der er reduktionsmuligheder, men ikke nødvendigvis mulighed for helt at undgå forbrug af kobberholdige produkter.



For havbrug kommer DHI (2013)<sup>8</sup> frem til at samtlige eksisterende havbrug<sup>9</sup> er beliggende i områder, hvor der ikke under worst case-forhold er risiko for en overskridelse af hverken vandkvalitetskriterier eller korttidsvandkvalitetskriterier for kobber.

Endvidere har havbrug ved skift fra anvendelse af polyesternet til Dyneema® net mulighed for at reducere brugen af kobberholdige imprægneringsmidler med 80 %, da overfladen på disse net er mindre. Der er således mulighed for en væsentlig reduktion fra de 2.536 kg i 2018 uden betydelig økonomisk effekt for havbrugerne. Der er imidlertid ikke andre midler der vurderes effektive til at erstatte de kobberholdige imprægneringsmidler i havbrug, hvorfor det kan have økonomisk betydning, såfremt havbrugerne pålægges at reducere yderligere. Bl.a. da det indebærer hyppigere skift af net.

For dambrug vurderes, at brugen af kobberprodukter reduceres fra de 897 kg i 2018 med de traditionelle dambrugs løbende overgang til recirkulering, hvor disse produkter sjældent anvendes. Samtidig er der mulighed for at erstatte kobberprodukter med brintoverilteprodukter. Som for havbrug vurderes den økonomiske betydning af regulering af forbruget af kobberholdige midler således også beskeden.

<sup>8</sup>DHI (2013), Fortyndingspotentialer for medicin og hjælpestoffer ved Danske Havbrug, tilgængeligt på:

<https://www.ft.dk/samling/20201/lov-forslag/155/spm/36/svar/1721346/2293965.pdf>

<sup>9</sup> Dette gælder også de daværende planlagte havbrug i Kattegat (som nu er stoppet)

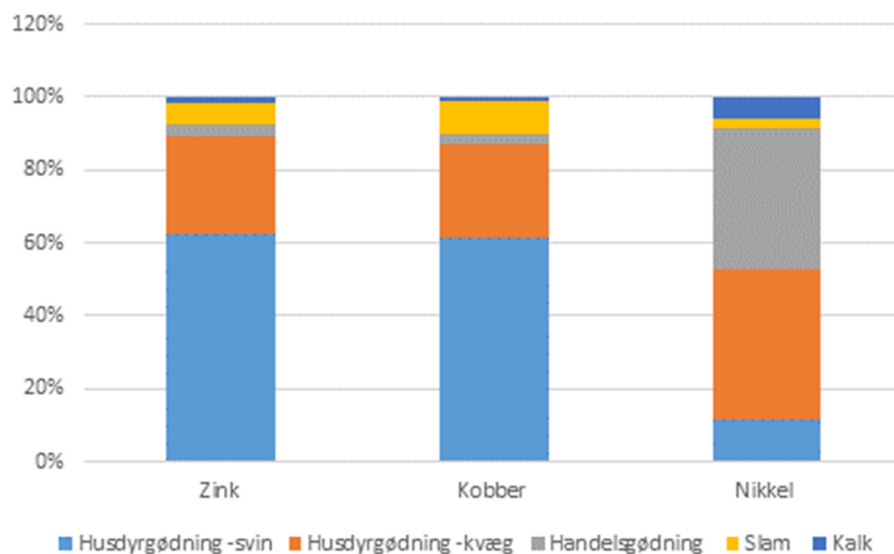
### 3 Samlet konklusion og vurdering

Formålet med rapporten er at beskrive kilder til tab af zink, nikkel og kobber fra hhv. landbrugs- og akvakulturerhvervet med henblik på at belyse de erhvervsøkonomiske konsekvenser af tiltag til at begrænse anvendelsen af stofferne. Det understreges, at beregningerne ikke kan kobles til beregninger af tiltagens effekt på udledningen af stofferne til vandmiljøet, da datagrundlaget herfor ikke er tilstede. Analyserne er udført med henblik på at afdække og forbedre vidensgrundlaget for opgørelse af de erhvervsøkonomiske konsekvenser forbundet med implementeringen af tiltag med en reducerende effekt på tabet af zink, nikkel og kobber en række kilder til tab.

Mere specifikt er fokus i rapporten på otte potentielle kilder til tab af de miljøfarlige stoffer (MFS) zink, kobber og nikkel fra kilder i landbrug og akvakultur: 1) gødsning med husdyrgødning inkl. forsuret husdyrgødning, 2) gødsning med spildevandsslam, 3) gødsning med bioaske, 4) gødsning med handelsgødning, 5) kalkning, 6) anvendelse af pesticider inkl. bejdsning, 7) brug af kobbersulfat til behandling af yngel i ferskvandsdambrug, og 8) brug af kobberholdige imprægneringsmidler til behandling af net i havbrug. Konklusionerne er forskellige for de 8 kilder, både i forhold til den relative betydning af kilderne, tilgængeligheden af data, potentielle reduktionsmuligheder, og den forventede størrelsesorden af de erhvervsøkonomiske konsekvenser.

Den samlede tilførsel af kobber, nikkel og zink fra husdyrgødning anslås på baggrund af tal for indholdet i forskellige typer kvæg- og svinegylle kombineret med tal for husdyrbestanden i Danmark. Sammenligning på tværs af kilder viser, at husdyrgødning er den største kilde til tilførsel af MFS til landbrugsjorde; alt andet lige vil det derfor være her, der er størst potentiale for at reducere MFS tilførslen. Mængdemæssigt er tilførslen af zink størst, efterfulgt af kobber, og til sidst nikkel. Forholdet mellem kilderne fremgår af figur 3.1.

Figure 3.1. Andel af stofferne zink, kobber og nikkel i husdyrgødning (svin og kvæg), handelsgødning, slam og kalk.



Mulighederne for at reducere MFS tilførslen via husdyrgødning fokuserer på zink og kobber, som vurderes at være de mest problematiske af de 3 MFS, og de er primært relateret til ændringer i fodersammensætningen for hhv. kvæg og svin. For smågrise forventes det ikke at være muligt at reducere MFS tabet uden betydelige produktionsmæssige konsekvenser; dette skyldes bl.a. at betydelige reduktioner allerede er opnået som følge af implementeringen af forbud mod anvendelsen af medicinsk zink. For slagtesvin tilsættes der typisk mere kobber end normen, og det vurderes derfor at tilsætningen kan reduceres med en vis mængde uden at give anledning til produktionsmæssige konsekvenser. Ligeledes vurderes det, at tilsætningen af zink til foder til slagtesvin og søer kan reduceres uden betydelige produktionsmæssige konsekvenser. For kvæg sker der en vis overforsyning med zink og kobber, og det vurderes derfor at der er mulighed for at reducere tilførslen uden omkostninger for erhvervet.

Forsuring af gylle, som bliver implementeret for at reducere ammoniakudledningen fra gylle, har en negativ effekt i forhold til tab af MFS fra jorden til vandmiljøet, idet forsuring ændrer mobiliteten af MFS i jord. Set i dette perspektiv fremstår implementering af begrænsninger i udbredelsen af gylleforsuring som værende en relevant, og billig, reduktionsmulighed. Implementering af sådanne begrænsninger ville dog – alt andet lige – medføre behov for andre miljøteknologiske løsninger til at løse ammoniakproblematikken, og disse må forventes at være forbundet med øgede omkostninger for landbrugs-erhvervet.

Tilførslen af kobber, nikkel og zink via spildevandsslam estimeres på baggrund af data fra 100 spildevandsrensningsanlæg kombineret med opgørelser af den totale mængde spildevandsslam anvendt til jordbrugsformål. Mængdemæssigt er tilførslen via spildevandsslam størst for zink, efterfulgt af kobber; tilførslen af nikkel er betydeligt mindre end for de to andre stoffer. Det vurderes ikke realistisk at reducere slammets indhold af MFS, og eneste reelle reduktionsmulighed er derfor at begrænse anvendelsen af spildevandsslam. Dette vil være forbundet med omkostninger for landbrugserhvervet, idet det vil medføre øgede udgifter til indkøb af handelsgødning.

Der er ikke tilstrækkelig data tilgængelig til at opgøre tilførslen af kobber, nikkel og zink til landbrugsjorde via gødskning med bioaske, og omfanget af problemet kan derfor ikke kvantificeres. I forhold til reduktionsmuligheder gælder det samme som for spildevandsslam, hvilket vil sige at den eneste reduktionsmulighed vurderes at være en begrænsning i mængden af bioaske anvendt til gødskning. For landbrugserhvervet vil det medføre øgede omkostninger til indkøb af handelsgødning.

Handelsgødning indeholder urenheder, herunder kobber, nikkel og zink. For handelsgødning er det særligt nikkelindholdet, der er problematisk. Tungmetallerne følger med indholdet af fosfor i gødningerne, og hvis tilførslen af MFS skal reduceres vil det derfor være nødvendigt at indføre yderligere begrænsninger på udbringningen af fosfor, hvilket primært vil kunne ske ved anvendelse af lavere fosforlofter. Dette vil kunne reducere importbehovet for nyudvundet råfosfat og vil kunne reducere tilførslen af MFS. Men da den specifikke udmøntning af en sådan regulering ikke kendes, er de erhvervsøkonomiske konsekvenser ikke beregnet. Der henvises til Jacobsen (2022) for nærmere beregninger.

Ift. pesticider så er det vurderingen, at kobber, zink og nikkel tilførslen via pesticider er minimal. Kobber er et aktivstof, men der findes ingen godkendte midler i Danmark, som indeholder kobber. Zink og nikkel er ikke aktive stoffer, men det kan ikke udelukkes, at visse stoffer indeholder zink eller nikkel som elementer i aktiv- eller hjælpestoffer. Overordnet set vurderes pesticider dog ikke at være en væsentlig kilde til tab af disse MFS.

Landbrugsjorden tilføres både kobber, nikkel og zink i forbindelse med kalkning. Mængden af tilført kalk er anslået på baggrund af opgørelser af det samlede forbrug af jordbrugskalk i Danmark, kombineret med opgørelser af tunmetal indholdet i kalk fra Faxe kalkbrud. Det vurderes ikke sandsynligt, at MFS indholdet i kalk kan reduceres, og eneste reduktionsmulighed vurderes derfor at være indførslen af begrænsninger i brugen af kalk. Mængden af kalk, der tilføres danske landbrugsjord ligger generelt under den optimale tildeling, og det vurderes derfor ikke sandsynligt at tildelingen kan reduceres yderligere uden produktionsmæssige, og dermed økonomiske, konsekvenser for erhvervet.

For landbrugsjorden samlet set, så er den relative fordeling fra kilderne specificeret i udredningen vist i figur 3.1. Som det fremgår af figuren, som kommer hovedparten af zink og kobber bidraget fra husdyrgødning fra svin. Nikkel kommer derimod primært fra husdyrgødning fra kvæg og fra handelsgødning.

For hav og dambrug er det primært kobber, der er et problem, og her er det overvejende sandsynligt, at kobberforbruget kan reduceres uden betydelige erhvervsøkonomiske konsekvenser. For havbrug kan skift til andre nettyper muliggøre reduktion i forbruget af kobberholdige midler til imprægnering af netbure med 80 %. Reduktionen vil imidlertid være forbundet med omkostninger i form af hyppigere udskiftning af netbure, idet der ikke eksisterer alternative imprægneringsmidler. For dambrug sker der løbende en reduktion i kobberforbruget som konsekvens af overgangen fra traditionelle dambrug til recirkulerings dambrug. Samtidig kan kobberprodukter erstattes med brintoverilteprodukter, med beskeden økonomisk betydning. For dambrug vurderes regulering af kobberforbruget dermed også at have begrænsede økonomiske konsekvenser for akvakulturerhvervet.

Den overordnede konklusion af analyserne er, at datagrundlaget for opgørelse af tilførslen af MFS via de 8 kilder, samt opgørelse af omkostninger forbundet med potentielle reduktionsmuligheder, generelt er spinkelt, og for flere af kilderne ikke-eksisterende. For de kilder, hvor der har været et datagrundlag til at estimere tilførsel og komme med en indikativ vurdering af størrelsesordenen af reduktionsomkostningerne, er den umiddelbare vurdering at der kan opnås en vis reduktion til relativt begrænsede erhvervsøkonomiske omkostninger. Hvor store reduktioner, der kan opnås, inden der begynder at være betydelige produktionsmæssige – og dermed økonomiske – konsekvenser, kan imidlertid ikke opgøres. Yderligere og mere detaljerede analyser og modellering af faktorer, der påvirker økonomien, herunder anvendelsen af produktionsfaktorer, priser på disse, produktionsmæssige rammer og afsætningsmuligheder, er således nødvendige, hvis der ønskes en mere dybdegående opgørelse af potentialet for at opnå reduktioner, og omkostningerne forbundet med at realisere disse potentiale. Sådanne analyser er en betydelig opgave, og ligger derfor uden for de ressourcemæssige rammer fastsat for nærværende projekt.

## Referencer

Andersen, M.S. & Thomsen M., 2020: Forebyggelse af fosfortab i fremtidens landbrug – elementer til en præventiv miljøpolitik. Arbejdsnotat til “Fremtidens landbrug 2.0”, Aarhus Universitet. Tilgængelig via:

[https://pure.au.dk/portal/da/persons/mikael-skou-andersen\(d6eb07fd-3020-4801-9beb-04c0cc0f0914\)/publications/forebyggelse-af-fosfortab-i-fremtidens-landbrug--elementer-til-en-praeventiv-miljoepolitik\(69372d0f-3bf9-426a-a0c2-6db1ec0710d5\).html](https://pure.au.dk/portal/da/persons/mikael-skou-andersen(d6eb07fd-3020-4801-9beb-04c0cc0f0914)/publications/forebyggelse-af-fosfortab-i-fremtidens-landbrug--elementer-til-en-praeventiv-miljoepolitik(69372d0f-3bf9-426a-a0c2-6db1ec0710d5).html)

Arla, 2019: Kvalitetsprogrammet Arlagården. Version 6, Gældende i Danmark fra januar 2019. Tilgængelig via:

<https://www.arla.dk/48edec/globalassets/arla-dk/om-arla---oversigt/vores-ansvar/20190101-kvalitetsprogrammet-arlagarden-v.-6.0-januar-2019-dk.pdf>

Bang, T., 2020: Bioaske kan anvendes som billig gødning. Effektivt landbrug, 09.10.2020. Tilgængelig via:

<https://effektivtlandbrug.landbrugnet.dk/artikler/goedning/bioaske-kan-anvendes-som-billig-goedning.aspx>

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsch, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R., 2015: Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 242 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 142. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf>

Braae, M., 2021: Personlig kommentar, Michael Braae, Market Manager, Faxø Kalk A/S.

Børsting, C.F., Hellwing, A.L.F. & Lund, P., 2020: Normtal for Husdyrgødning. Tilgængelig via:

[https://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter\\_anis/Forskning/Normtal/Normtal\\_2020\\_opdateret\\_221220.pdf](https://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter_anis/Forskning/Normtal/Normtal_2020_opdateret_221220.pdf)

Christensen, M., 2021: Projektleder ved HedeDanmark. Personlig kommentar.

Danmarks Statistik, 2021a: Større Svinebestand. Danmarks Statistiks Opgørelse Af Svinebestanden d. 1 januar 2021. Nyt fra Danmarks Statistik, nr. 36. Tilgængelig via:

<https://www.dst.dk/Site/Dst/Udgivelser/nyt/GetPdf.aspx?cid=31810>

Danmarks Statistik (2021b). Tilgængelig via: [www.statistikbanken.dk/ANI5](http://www.statistikbanken.dk/ANI5)

Danmarks Statistik (2021c). Tilgængelig via: [www.statistikbanken.dk/ANI7](http://www.statistikbanken.dk/ANI7)

Danva, 2009: Håndtering af spildevandsslam. Katalog over metoder til behandling og slutdeponering. Vejledning nr. 82, juni 2009. Tilgængelig via: <https://www.danva.dk/media/2683/vejledning-nr-82-danva-slamkatalog.pdf>

Dankalk, 2016: Jordbrugskalk – Starten på et godt udbytte. Pjece udgivet af Dankalk. Link: [Jordbrugskalk \(dankalk.dk\)](http://dankalk.dk).

Effektivt Landbrug, 2020: Bioaske kan anvendes som billig gødning. Artikel skrevet af Tenna Bang, udgivet 08-10-2020. Tilgængelig via: <https://test1.landbrugnet.dk/artikler/teknologi/56577/bioaske-kan-anvendes-som-billig-goedning.aspx>

Eriksen, J., Thomsen, I.K., Hoffmann, C.C., Hasler, B. & Jacobsen, B.H., 2020: Virkemidler til reduktion af kvælstofbelastningen af vandmiljøet. Aarhus Universitet. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. 452 s. – DCA rapport nr. 174. Tilgængelig via: <https://dcapub.au.dk/djfpdf/DCArapport174.pdf>

Europakommissionen, 2017: Kommissionens Gennemførelsesforordning af 26.6.2017 om markedsføringstilladelserne for veterinærlægemidler der indeholder zinkoxid, som indgives oralt til arter bestemt til fødevarereproduktion, jf. artikel 35 i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2001/82/EF. Tilgængelig via: [https://ec.europa.eu/health/documents/community-register/2017/20170626136754/dec\\_136754\\_da.pdf](https://ec.europa.eu/health/documents/community-register/2017/20170626136754/dec_136754_da.pdf)

Ingvertsen, S.T., Magid, J., Thaysen, E.M. & Stoumann Jensen, L., 2016: Videnssynthese og factsheets om: Genanvendelse af biogødning og anden affaldsbiomasse til jordbrugsformål Hvidbogsprojekt udført for Brancheorganisationen for Genanvendelse af Organiske Ressourcer til Jordbrugsformål Institut for Jordbrug og Økologi. Københavns Universitet.

Jacobsen, B.H., 2017: Analyse af omkostningseffektiviteten ved anvendelse af miljøteknologi til recirkulation af fosfor fra husdyrgødning på baggrund af erfaringer fra Nederlandene, 37 s., IFRO Udredning Nr. 2017/29.

Jacobsen, B.H. 2022: Driftsøkonomiske opgørelser af effekter affosforlofter frem mod 2025. IFRO Udredning Nr. 2022/23.

Jensen, J., 2015b: Environmental evaluation of the suggested limit values for metals in calcium silicate used as liming materials on EU soils. Notat til NaturErhvervstyrelsen for Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA). Tilgængelig via: [https://pure.au.dk/portal/files/97905372/F\\_lgebrev\\_og\\_Besvarelse\\_Risikovurdering\\_af\\_gr\\_nsev\\_rdiel\\_for\\_industrielle\\_kalkningsmidler\\_18092015.pdf](https://pure.au.dk/portal/files/97905372/F_lgebrev_og_Besvarelse_Risikovurdering_af_gr_nsev_rdiel_for_industrielle_kalkningsmidler_18092015.pdf)

Jensen, J., Krogh, P.H., Sørensen, P. & Petersen, S.O., 2018: Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret gylle på landbrugsjord. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 257. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR257.pdf>

Jensen, J. & Løkke, H., 1998: Kemiske stoffer i landbruget. TEMA-rapport fra DMU, 19/1998, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet. Tilgængelig via: [https://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_publicationer/3\\_tema-rapporter/rapporter/87-7772-401-1.pdf](https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_tema-rapporter/rapporter/87-7772-401-1.pdf)

Jensen, J. & Bak, J.L. (2018). Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 263. Tilgængelig via:  
<http://dce2.au.dk/pub/SR263.pdf>

Jensen, J., Krogh, P.H., Sørensen, P. & Petersen, S.O., 2018: Potentielle miljøeffekter ved anvendelse af forsuret gylle på landbrugsjord. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 257. Tilgængelig via:  
<http://dce2.au.dk/pub/SR257.pdf>

Knudsen, L., Birkmose, T.S., Rolighed, J., Andersen, H.E. & Jacobsen, B.H., 2015: Analyse af bedriftsøkonomiske konsekvenser og ændret fosforoverskud på typebedrifter ved scenarier for en ændret fosforregulering. Seges, Planter & Miljø.

Krüger, T. & Kristensen N.B., 2020: Effekt af type- eller gårdminerale på køernes mineralstatus, målt på lever- og urinprøver. Seges. Kvæginform. nr. 2604. Udgivet 2020-12-21. Tilgængelig via:  
[https://sp.landbrugsinfo.dk/Afrapportering/innovation/2020/Sider/Hi\\_20\\_5275\\_mineralrapport\\_20201216.pdf?download=true](https://sp.landbrugsinfo.dk/Afrapportering/innovation/2020/Sider/Hi_20_5275_mineralrapport_20201216.pdf?download=true)

Landbrugsavisen, 2017: Hver anden jordprøve viser kobbermangel - og det kan du gøre. Tilgængelig via:  
<https://landbrugsavisen.dk/mark/hver-anden-jordpr%C3%B8ve-viser-kobbermangel-og-det-kan-du-g%C3%B8re>

Landbrugsstyrelsen, 2020: Statistik over salg af gødning. Salg af handelsgødning 2017/2018. Tilgængelig via:  
[https://lbst.dk/fileadmin/user\\_upload/NaturErhverv/Filer/Virksomheder/Handelsgoedning/Statistik\\_salg\\_af\\_handelsgoedning/Rapport\\_over\\_solgte\\_maengder\\_goedning\\_i\\_planperioden\\_2017-2018.pdf](https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Virksomheder/Handelsgoedning/Statistik_salg_af_handelsgoedning/Rapport_over_solgte_maengder_goedning_i_planperioden_2017-2018.pdf)

Landbrugsstyrelsen, 2020: Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2020 til 31. juli 2021. 1. revision, september 2020. Tilgængelig via:  
[https://lbst.dk/fileadmin/user\\_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning\\_om\\_goedsknings-og\\_harmoniregler\\_2020\\_2021.pdf](https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedsknings-og_harmoniregler_2020_2021.pdf)

Landbrugsavisen, 2019: For lavt kalkforbrug gør jorden sur. Artikel i Landbrugsavisen, 3. juni 2019. Tilgængelig via:  
<https://landbrugsavisen.dk/avis/mark/lavt-kalkforbrug-g%C3%B8r-jorden-sur>

Hansen, M.N. (2014): Mikronæringsstoffer i kvæggylle. Seges, Landbrugsinfo. Tilgængelig via:  
[https://www.landbrugsinfo.dk/basis/0/4/0/godskning\\_mikronaringsstoffer\\_kvaggylle](https://www.landbrugsinfo.dk/basis/0/4/0/godskning_mikronaringsstoffer_kvaggylle) (senest tilgæet 2. marts 2021).

Løkkegaard, H. 2020: "Et kig ind i krystalkuglen for den cirkulære slamdisponering – litteraturstudie om fremtidige anvendelsesmuligheder af slam med fokus på trends i Europa". Præsentation ved STF Døgn2020 på 6 timer, Spildevands Teknisk Forening. Tilgængelig via:  
<https://www.youtube.com/watch?v=2EtH7HMGTcA> (Et kig ind i krystalkuglen for den cirkulære slamdisponering Litteraturstudie om fremtidige anvendelsesmuligheder af slam med fokus på trends i Europa (cmcdn.dk)).

Magid, J. 2019: En vurdering af indholdsstoffer i gylle fra kvæg, svin og biogødning fra spildevand. Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. Tilgængelig via:  
[https://plen.ku.dk/raadgivning/rapporter/En\\_vurdering\\_af\\_indholdsstoffer\\_i\\_gylle\\_fra\\_kvaeg\\_svin\\_og\\_biogodning\\_fra\\_spildevand\\_dansk.pdf](https://plen.ku.dk/raadgivning/rapporter/En_vurdering_af_indholdsstoffer_i_gylle_fra_kvaeg_svin_og_biogodning_fra_spildevand_dansk.pdf)

Mikkelsen, M.H. & Nyord, T. 2019: Opdaterede aktivitetsdata for udbringning af husdyrgødning og konsekvenserne for nationale emissionsopgørelser. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. Tilgængelig via:  
[https://pure.au.dk/portal/files/145164819/Levering\\_Gylleudbringnings-teknologianvendelse.pdf](https://pure.au.dk/portal/files/145164819/Levering_Gylleudbringnings-teknologianvendelse.pdf)

Miljøministeriet, 2021: Bilag 12: Faktaark: Miljøfremmede stoffer. Tema 2\_møde 6. Downloadet 17.01.2022. Tilgængelig via:  
[https://fvm.dk/fileadmin/user\\_upload/FVM.dk/Dokumenter/Landbrug/Tekniske\\_gennemgange\\_-\\_Landb.forh.\\_2021/Naeringsstoffer/Bilag\\_12\\_Faktaark\\_-\\_Miljoefarlige\\_forurenende\\_stoffer\\_Tema\\_2\\_moede\\_6.pdf](https://fvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Landbrug/Tekniske_gennemgange_-_Landb.forh._2021/Naeringsstoffer/Bilag_12_Faktaark_-_Miljoefarlige_forurenende_stoffer_Tema_2_moede_6.pdf)

Miljø- og Fødevarerministeriet, 2020a: Gødskningsbekendtgørelsen 2020/2021. Bekendtgørelse om jordbrugets anvendelse af gødning i planperioden 2020/2021. BEK nr. 1166 af 13/07/2020. Tilgængelig via:  
<https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/1166>

Miljø- og Fødevarerministeriet, 2020b: LOV nr. 806 af 09/06/2020. Lov om ændring af lov om kemikalier og ophævelse af lov om behandling af oplysninger om brug af plantebeskyttelsesmidler i jordbruget. Tilgængelig via:  
<https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/806>

Miljøstyrelsen, 1998: Kilder til tungmetaller og miljøfremmede stoffer i landbrugsjord. Rapport udarbejdet af COWI. Tungmetaller, Skov- og Naturstyrelsen (skovognatur.dk).

Miljøstyrelsen, 2015: Bæredygtig udnyttelse af fosfor fra spildevandsslam. En operativ vejledning til de danske vandselskaber. Miljøprojekt nr. 1661, 2015. Tilgængelig via:  
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/03/978-87-93283-94-7.pdf>

Miljøstyrelsen, 2019: Potentialer og barrierer for øget fosforudnyttelse i vandsektoren. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 32, Odense.

Miljøstyrelsen, 2020a: Kvantificering af tilførsel af miljøfarlige forurenende stoffer fra diffuse kilder til vandmiljøet. Rapport udarbejdet af DHI for Miljøstyrelsen, september 2020.



Miljøstyrelsen, 2020b: Affaldsstatistik 2019. Miljøprojekt nr. 2152, december 2020. Miljøstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet. Tilgængelig via: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/12/978-87-7038-249-6.pdf>

Miljøstyrelsen, 2021a: Gylleudbringning. Tilgængelig via: <https://mst.dk/erhverv/landbrug/miljoeteknologi-og-bat/teknologilisten/gaa-til-teknologilisten/gylleudbringning/>

Miljøstyrelsen, 2021b: Bekæmpelsesmiddeldatabasen (BMD). Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Tilgængelig via: <https://mst.dk/kemi/database-for-bekaempelsesmidler/bmd/>

Miljøstyrelsen, 2021c: Personlig kommunikation, Vibeke Møller, Funktionsleder, pesticider & Biocider. 2021-06-01.

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2019: Bekendtgørelse om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål. BEK nr. 732 af 09/07/2019. Tilgængelig via: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/732>

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2021: Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen. Bekendtgørelse om anvendelse af gødning. BEK nr. 1551 af 02/07/2021. Tilgængelig via: <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/1551>

Petersen, J., Østergaard, L.F. & Christensen, B.T., 2009: Miljøbelastende Urenheder i Handelsgødning. Vol. 144.

Poulsen, J., Lindegaard, J. & Winther, J., 2016: Tilsætning af 0,5 % benzoesyre kan erstatte kobber til smågrise. Seges Meddelelse nr. 1065. Tilgængelig via: [https://svineproduktion.dk/Publikationer/Kilder/lu\\_medd/2016/1065.aspx](https://svineproduktion.dk/Publikationer/Kilder/lu_medd/2016/1065.aspx)

Poulsen, H.D., Møller, H.B., Klinglmair, M. & Thomsen, M., 2019: Husdyrs fosforudnyttelse og fosfors værdikæde fra husdyrgødning, bioaffald og spildevand. Faglig baggrundsrapport for fosforvidensyntese. Videnskabelig rapport nr. 325, Aarhus Universitet: DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. Tilgængelig via: <http://dce2.au.dk/pub/SR325.pdf>

PPDB, 2021: Pesticide Properties Database. Tilgængelig via: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

Schwärter, R.C. & Grant, R., 2003: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle.

Schjørring, J.K., 2005: Hvad betyder tungmetaller for jordkvaliteten? 28.2 Special-sessioner, Plantekongres 2005. Tilgængelig via: [http://li.lr.dk/planteavl/diverse/PLK05\\_28\\_2\\_J\\_K\\_Schjorring.pdf](http://li.lr.dk/planteavl/diverse/PLK05_28_2_J_K_Schjorring.pdf)

Seges, 2021: Årlig statistik for kalkforbruget i landbruget. Landbrugsinfo. Tilgængelig via: [https://www.landbrugsinfo.dk/basis/2/4/a/godskning\\_arlig\\_statistik\\_for\\_kalkforbruget\\_landbruget](https://www.landbrugsinfo.dk/basis/2/4/a/godskning_arlig_statistik_for_kalkforbruget_landbruget)

Sørensen, P., Poulsen, H.D., Rubæk, G.H., Vinther, F.P., Pedersen, B.F. & Kristensen, I.S., 2019: Udredning om anvendelse af gødning i dansk landbrug i relation til indførelsen af fosforlofter. DCA-rapport 160. Tilgængelig via: <https://dcapub.au.dk/djfpublikation/djfpdf/DCArapport160.pdf>

Tybirk, P. & Hansen, B.I., 2019: Udskillelse af zink og kobber pr. gris. Seges Notat nr. 1917. Tilgængelig via: <https://svineproduktion.dk/publikationer/kilder/notater/2019/1917>

Vilomix, 2017: Nr. 58 - Nye fosforkrav, Tilgængelig via: <https://vilomix.dk/produkter-og-raadgivning/artikler/artikler-til-nyhedsbrev/nr-58-nye-fosforkrav> (senest tilgæet 1. marts 2021).

Aarhus Universitet, 2021: Institut for Husdyrvidenskab. Projekter: Fravænnede og ældre grises næringsstofbehov for zink under danske produktionsforhold. Rådgivende projekt. Projektleder: Tina Skau Nielsen. Igangværende, 01/11/2019 → 31/12/2022. Tilgængelig via: [https://pure.au.dk/portal/da/projects/fravaennede-og-aeldre-grises-naeringsstofbehov-for-zink-under-danske-produktionsforhold\(bc21eb06-b2ba-4bff-8930-a0059d92edc1\).html](https://pure.au.dk/portal/da/projects/fravaennede-og-aeldre-grises-naeringsstofbehov-for-zink-under-danske-produktionsforhold(bc21eb06-b2ba-4bff-8930-a0059d92edc1).html)

## VURDERING AF ERHVERVSØKONOMISKE KONSEKVENSER FOR AKVAKULTUR OG LANDBRUG VED REDUKTION AF UDVALGTE INPUTFAKTORER, SOM INDEHOLDER ZINK, NIKKEL ELLER KOBBER

Miljøministeriet har til brug for klassificering af overfladevandområdets tilstand, behov for at fastsætte nye miljøkvalitetskrav og indsatsprogrammer for udvalgte miljøfarlige stoffer (MFS). Rapporten gennemgår otte potentielle kilder til tab af de miljøfarlige stoffer zink, kobber og nikkel fra landbrug- og akvakulturerhvervene. De otte kilder omfatter husdyrgødning, inkl. forsuret husdyrgødning, spildevandsslam, bioaske, handelsgødning, kalkning, pesticider inkl. bejdsning, kobbersulfat til behandling af yngel i ferskvandsdambrug og kobberholdige imprægneringsmidler til behandling af net i havbrug. Hver af kilderne til MFS beskrives så vidt muligt med hensyn til omfanget af aktiviteten, indholdet af de tre stoffer, samlet tilførsel og potentielle reduktionsmuligheder. I det omfang hvor det er muligt, anslås de økonomiske omkostninger for landbruget ved de forskellige reduktionsmuligheder.