

Sabine Greßler und Michael Nentwich

Einleitung

Nanotechnologie wird oft als „Schlüsseltechnologie“ des 21. Jahrhunderts bezeichnet und die Erwartungshaltung hinsichtlich innovativer Produkte und neuer Marktpotenziale ist groß. Nicht nur Produkte mit neuen bzw. verbesserten Funktionalitäten oder revolutionäre Entwicklungen im Bereich der Medizin sollen in Zukunft unser Leben verbessern, sondern technische Innovationen wecken vor allem auch im Umweltbereich große Hoffnungen (BAFU 2010). Mittels nanotechnologischer Produkte, Verfahren und Anwendungen soll ein wesentlicher Beitrag zum Umwelt- und Klimaschutz durch Einsparungen bei Rohstoffen, Energie und Wasser sowie durch Reduktion von Treibhausgasen und problematischer Abfälle geleistet werden können. Nanotechnologie spielt im Umweltschutz sowohl in der Forschung als auch in Praxis nur eine eher untergeordnete Rolle. Umwelttechnikunternehmen selbst messen der Nanotechnologie in ihrem jeweiligen Geschäftsfeld nur eine begrenzte Bedeutung zu (Petschow 2009).

Die Verwendung von Nanomaterialien verspricht also ein gewisses Entlastungspotenzial für Umwelt und Klima sowie Nachhaltigkeitseffekte. Aber auch ein allfälliges Gefährdungspotenzial und mögliche Risiken künstlich hergestellter Nanopartikel (ENPs), die sich aufgrund ihrer besonderen physikalischen und chemischen

Dieses Kapitel ist bereits online als NanoTrust-Dossier Nr. 26 und Nr. 27 erschienen. Siehe <http://www.nanotrust.ac.at/dossiers>

S. Greßler (✉) · M. Nentwich

Institut für Technikfolgen-Abschätzung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften,
Wien, Österreich

E-Mail: sabine.gressler@aon.at

M. Nentwich

E-Mail: mnent@oeaw.ac.at

Eigenschaften ergeben, bedürfen einer eingehenden Betrachtung. Zwar gibt es derzeit keine Hinweise, dass ENPs eine signifikante Gefährdung für die Umwelt darstellen; hinsichtlich der Ökotoxizität von ENPs bestehen aber noch viele Wissenslücken. Das Fehlen von Indizien sollte also nicht als Beweis gedeutet werden, dass Umweltschäden nicht auftreten können.

Die Identifizierung möglicher Risiken ist im Fokus der Forschung. Zurzeit konzentriert sich die ökotoxikologische Forschung primär auf kontrollierte Laboruntersuchungen mit Zellkulturen oder Modellorganismen. Einer der Hauptkritikpunkte sind die dabei verwendeten unrealistisch hohen Dosierungen (Bernhardt et al. 2010). Solche „Überdosierungen“ sind oft notwendig, um eine Wirkung überhaupt feststellen zu können. In Laboruntersuchungen können sie aber zu Messartefakten führen, da manche ENPs große Aggregate bilden, welche die Bioverfügbarkeit und somit die Toxizität eines Materials verändern können. Die verwendeten Konzentrationen liegen oft weit über den realistischen Expositionsszenarien. So etwa zeigen Risikoabschätzungen für Nanosilber, dass die Maximalkonzentration in Gewässern derzeit wahrscheinlich bei etwa 0,1 µg/Liter liegt. Dennoch wird in den meisten ökotoxikologischen Untersuchungen Nanosilber in Konzentrationen von mg/Liter verwendet (ebd.).

Laboruntersuchungen folgen Testprotokollen, die ursprünglich für herkömmliche Chemikalien, etwa Pestizide, entwickelt wurden und die Spezifika von Nanomaterialien nicht berücksichtigen. Natürliche Ökosysteme sind zudem wesentlich komplexer als eine Petrischale, weshalb Laboruntersuchungen nur bedingt aussagekräftig sind. Bis dato ist zum Glück kein Unfall dokumentiert, bei dem ENPs in größeren Mengen in die Umwelt gelangt wären, allerdings ist es deshalb auch nicht möglich, direkt im Freiland die Auswirkungen unter natürlichen Bedingungen zu untersuchen (ebd.).

Dieses Kapitel gibt einen Überblick zu Umweltentlastungspotenzialen und Nachhaltigkeitseffekten von ENPs und zeigt gleichzeitig die Probleme im Bereich der Umweltanalytik auf. Weiters bietet es einen Überblick über die vorläufigen Ergebnisse aus der *Ökotoxikologie* und aus Modellberechnungen zur *Expositionsabschätzung*.

Stand der Forschung

Derzeit gibt es keine eindeutigen Hinweise darauf, dass künstliche hergestellte Nanopartikel (ENPs) eine signifikante Gefährdung für die Umwelt darstellen. Allerdings bestehen noch große Wissenslücken:

Umweltanalytik: Geeignete Methoden zur Bestimmung von Nanopartikel-Konzentrationen und – Eigenschaften in komplexen Umweltmedien, wie z. B. Wasser, Boden, Sediment oder Klärschlamm, wie auch in Organismen müssen erst noch entwickelt werden.

Verbleib und Verhalten in den natürlichen Umweltkompartimenten: Die speziellen Eigenschaften von künstlichen Nanomaterialien machen Vorhersagen schwierig. Der derzeitige Mangel an Daten ist ein großes Hindernis für die realistische Gesamteinschätzung des Verbleibs und des Verhaltens von Nanomaterialien in der Umwelt.

Ökotoxikologie: Die Forschung konzentriert sich primär auf kontrollierte Laboruntersuchungen mit Zellkulturen oder Modellorganismen. Einer der Hauptkritikpunkte sind die dabei verwendeten unrealistisch hohen Dosierungen. Bislang gibt es keine ökotoxikologischen Untersuchungen, die im Detail die Mechanismen der Aufnahme, der Verteilung, der Verstoffwechslung und der Ausscheidung von Nanopartikeln erklären könnten.

Umweltexposition: Die wahrscheinlichsten Eintrittspfade von Nanomaterialien in die Umwelt sind Abwasser und Abfall, doch bislang liegen für kein Nanomaterial quantitative Expositionsdaten vor. Studien basieren ausschließlich auf Modellberechnungen und Schätzungen, was eine umfassende Risikoabschätzung erheblich erschwert.

Insgesamt ist festzustellen, dass stichhaltige Aussagen, ob Umweltschäden auftreten können oder nicht, derzeit kaum möglich sind.

Umweltanalytik

Es gibt eine Reihe von Methoden, um Nanopartikel in einfachen Medien festzustellen, zu messen oder zu charakterisieren, z. B. Mikroskopie, Chromatographie, Spektroskopie, Zentrifugation, Filtration und verwandte Techniken (Tiede et al. 2008). Welche sich für eine bestimmte Untersuchung eignet, hängt von der Art der Probe und des Nanomaterials, der gewünschten Information, dem verfügbaren Zeitrahmen und den Kosten ab. Manche Methoden erbringen nur den Nachweis der Anwesenheit von Nanopartikeln, andere geben Aufschluss über die Menge, die Größenverteilung oder die Größe der Oberfläche (University of Essex o. J.). Oft ist eine Kombination aus mehreren Methoden notwendig, um eine Frage zu bearbeiten.

Geeignete analytische Methoden müssen erst noch entwickelt werden, um Nanopartikel-Konzentrationen und – Eigenschaften in komplexen Umweltmedien, wie z. B. Wasser, Boden, Sediment oder Klärschlamm, wie auch in Organismen zu bestimmen. Die Schwierigkeiten von Umweltanalysen sind vielfältig und liegen schon bei der Probenentnahme und – aufbereitung, bei der Artefakte entstehen können, wie auch bei der Unterscheidung zwischen natürlichen und künstlichen Nanopartikeln. Auch die Konservierung und Lagerung von Proben ist problematisch, da dabei oft chemische Veränderungen auftreten (Von der Kammer et al. 2012).

Bislang gibt es noch keine wissenschaftliche Publikation über Methoden zur Quantifizierung von Kohlenstoff-Nanoröhrchen (CNTs) in der Umwelt (Hassellöv et al. 2008). „Single-Walled Carbon Nanotubes“ (SWCNTs) können aber nach (unveröffentlichten) Ergebnissen einer Studie an der Duke University (USA) mittels

spezieller spektroskopischer Methoden nachgewiesen werden, wenngleich die Isolation des Nanomaterials aus der Probenmatrix problematisch ist¹. Weiters gibt es keine Veröffentlichungen über quantitative oder qualitative Messungen von synthetischen Nanomaterialien in der Luft, mit Ausnahme von Messungen an Arbeitsplätzen (Aitken et al. 2008). Bislang ist erst in wenigen Untersuchungen der Nachweis von ENPs gelungen, die aus einer Anwendung in die Umwelt gelangten: Eine Untersuchung zeigte, dass TiO_2 -Partikel in Größen von 20 bis 300 nm durch Regen aus Fassadenfarben ausgewaschen wurden und in natürliche Gewässer (Kaegi et al. 2008) gelangten. Eine weitere Studie konnte nachweisen, dass geringe Mengen von TiO_2 -Nanopartikeln in Größen von 4 bis 30 nm durch den Ablauf aus Abwasserreinigungsanlagen in die Umwelt freigesetzt werden (Westerhoff et al. 2011).

Verbleib und Verhalten von Nanomaterialien in der Umwelt

Die ökologische Forschung über das Verhalten von ENPs kann auf eine Vielzahl von Studien aus den Geowissenschaften zurückgreifen, die sich mit dem Verhalten natürlich vorkommender Nanopartikel in der Umwelt beschäftigen. ENPs unterscheiden sich jedoch in mancher Hinsicht von natürlich vorkommenden. Während natürliche Nanopartikel zufällig gestaltet und diffus in der Umwelt verteilt sind, werden industriell Suspensionen oder Pulver hergestellt, die reine Nanomaterialien in möglichst einheitlicher Größe, Form und Struktur enthalten. Solche Nanomaterialien haben einzigartige Eigenschaften, wie etwa die besondere Zugfestigkeit von CNTs oder die photokatalytische Aktivität von Nano- TiO_2 , die sie interessant für neuartige Produkte und Anwendungen machen. Gerade diese speziellen Eigenschaften machen es aber so schwierig, den Verbleib und das Verhalten von ENPs in der Umwelt vorherzusagen (Bernhardt et al. 2010).

Nanomaterialien können in der Umwelt einer Reihe von chemischen Prozessen unterworfen sein (siehe Tab. 2.1), die von vielen Faktoren abhängen (z. B. pH-Wert, Salzgehalt, Konzentrationsunterschiede, Anwesenheit von organischem oder anorganischem Material, etc.). Auch die Charakteristika und Eigenschaften des Nanomaterials selbst spielen eine große Rolle. Für eine mögliche Toxizität ist die Bioverfügbarkeit entscheidend. Diese hängt stark davon ab, ob Nanopartikel in einem Umweltmedium stabil bleiben oder etwa durch Agglomeration und Deposition aus dem betreffenden Medium entfernt werden bzw. in eine Form übergehen, in der sie von Organismen nicht aufgenommen werden können.

Der derzeitige Mangel an Daten lässt ein Gesamtbild des Verbleibs und Verhaltens von Nanomaterialien in der Umwelt nicht zu. Zudem sind vorhandene Studien schlecht vergleichbar, da verschiedene Nanomaterialien mit unterschiedlichen Eigenschaften (z. B. Oberflächenfunktionalisierungen – siehe unten) verwendet werden und sich sowohl die Methoden als auch die Dauer der Untersuchungen oftmals stark unterscheiden. Die Untersuchungsergebnisse zu möglichen Auswirkungen von ENPs auf Umwelt und Gesundheit wurden kürzlich im Rahmen eines EU-

¹ <http://www.ceint.duke.edu/event/brown-bag-lunch-ariette-schierz> (Zugriff 18.3.14)

Tab. 2.1 Umweltprozesse (nach Aitken et al. 2008)

Prozess	Beschreibung
Auflösung	Ein festes Nanomaterial löst sich in einem Lösungsmittel, wobei eine chemische Lösung entsteht
Niederschlag/ Sedimentierung	Nanomaterialien werden aus einer Suspension oder Lösung abgetrennt
Speziierung	Ausbildung chemischer Ausprägungsformen (Spezies) eines Nanomaterials, die miteinander in einem Reaktionsgleichgewicht stehen
Verbindung mit biotischen oder abiotischen Partikeln	Nanomaterialien interagieren mit anderen belebten oder unbelebten Materialien in der Umwelt, z. B. in Form von Adhäsion (Anhaftung) oder Sorption (Anreicherung)
Transformation	Ein Nanomaterial erfährt eine biologische oder chemische Umwandlung
Agglomeration/ Disagglomeration	Nanomaterialien verbinden sich zu größeren Einheiten oder trennen sich wieder
Mineralisierung	Umwandlung eines kohlenstoffhaltigen Nanomaterials in einen anorganischen Zustand durch biotischen und abiotischen Abbau
Diffusion	Transport eines Nanomaterials aus einem Bereich mit höherer Konzentration in einen mit niedrigerer Konzentration durch zufällige (Brownsche) Molekularbewegung
Deposition	Abscheidung eines Nanomaterials, z. B. aus der Luft in Wasser
Resuspension	Erneute Verteilung eines unlöslichen Nanomaterials in einer Flüssigkeit oder einem Gas (z. B. von einer Oberfläche in Gas oder von einem Sediment in Wasser), nachdem dieses zuvor durch Fällung abgetrennt worden war

Projektes (Aitken et al. 2008) zusammengefasst. Im Folgenden wird der derzeitige Kenntnisstand zum Verbleib und zum Verhalten von ENPs in den Umweltkompartimenten Luft, Wasser, Boden und Sediment aus diesem Bericht kurz dargestellt.

Luft

Gelangen Nanopartikel in die Luft, wandern sie vom Bereich höherer Konzentration zu Bereichen niedrigerer Konzentration (Diffusion). Luftströmungen verteilen die Partikel rasch; diese können von der Ursprungsquelle aus über weite Strecken wandern. Allerdings neigen Nanopartikel dazu, sich zu größeren Strukturen zusammenzuballen (Agglomeration). Das Aufspüren und der Nachweis von Nanopartikeln in der Luft sind sehr schwierig, weil diese Agglomerate durch einfache Messungen der Größenverteilung kaum von natürlichem Schwebstaub zu unterscheiden sind. Wie schnell Partikel aus der Luft am Boden, im Wasser oder auf Pflanzen abgelagert werden (Deposition) hängt vom Partikeldurchmesser ab. Nanopartikel aus der Luft lagern sich aufgrund ihres geringen Durchmessers wesentlich langsamer ab als größere Partikel.

Wasser

Allgemein gilt, dass sich in Wasser verteilte Nanomaterialien ähnlich wie die in der Chemie gut beschriebenen Kolloide verhalten. Kolloide sind fein in einem Medium verteilte Tröpfchen oder Teilchen, die relativ instabil sind, da sie aufgrund von elektrostatischen Anziehungskräften rasch aneinander haften und als Folge der Schwerkraft absinken. Natürliche Gewässer enthalten zumeist gelöste oder verteilte Materialien, einschließlich natürlicher Nanomaterialien. Erwartungsgemäß binden sich synthetische Nanomaterialien, die in natürliche Gewässer gelangen, an solche natürlichen Materialien. Der Verbleib und das Verhalten von Nanomaterialien im Wasser werden allerdings von Faktoren wie dem pH-Wert, dem Salzgehalt (Ionenstärke) und der Anwesenheit von organischem Material beeinflusst. Natürlich vorkommendes organisches Material (NOM) führt etwa zum Zerfall von C60-Fullerenen bzw. deren Aggregaten und verändert somit Partikelgröße und Gestalt. Ein NOM wie Huminsäure kann bestimmte Kohlenstoff-Nanoröhrchen (MWCNT) im Wasser stabilisieren und so ein Absinken verhindern. Manche CNTs werden auch gezielt mittels spezieller Oberflächenveränderungen so hergestellt, dass sie nicht aggregieren. Die Art dieser Funktionalisierung beeinflusst entscheidend, ob CNTs durch Sedimentierung aus einem natürlichen Wasserkörper entfernt werden können. Da CNTs sehr vielgestaltig sind, ist es generell unmöglich, allgemeine Aussagen über ihren Verbleib und Verhalten in der Umwelt zu treffen. Ein starker Einfluss des Umgebungsmilieus auf das Verhalten, insbesondere die Anwesenheit von NOM, wurde auch bei anderen Nanomaterialien wie Metallen oder Metalloxiden (Ottofuelling et al. 2011) festgestellt.

Boden und Sediment

Leider fehlen auch für dieses Umweltkompartiment Daten, um generelle Schlussfolgerungen ziehen zu können. Für diesen Bereich liegen noch viel weniger Studien vor als für Wasser oder Luft. Es gibt jedoch eine umfangreiche Literatur zur Mobilität natürlicher Kolloide im Boden und Grundwasser, die Rückschlüsse auf das Verhalten von Nanomaterialien ermöglicht. Es wird demnach angenommen, dass sich Nanomaterialien im Boden und in den Sedimenten an Feststoffe binden. Die im Allgemeinen sehr geringen Konzentrationen an Partikeln im Grundwasser unterstützen diese These. Die Bioverfügbarkeit – und damit die mögliche Toxizität – eines Nanomaterials für Bodenlebewesen dürften stark davon abhängen, ob es sich mit NOM verbindet. Die Bioverfügbarkeit von Nanosilber in komplexen Medien, wie etwa im Boden, ist wesentlich geringer als in Wasser, da sich die reaktiven Silberionen an Bestandteile im Boden (z. B. NOM) binden können (Lapied et al. 2010). Der Co-Transport von Schadstoffen im Boden mit ENPs ist nur wenig untersucht, dürfte aber für die meisten Schadstoffe und ENPs aufgrund der extrem niedrigen ENP Konzentrationen im Boden nicht relevant sein (Hofmann and Von der Kammer 2009).

Umwelttoxizität

Nanopartikel kommen seit Anbeginn der Erdgeschichte natürlich in der Umwelt vor, etwa als Ergebnis von Verbrennungsprozessen (Waldbränden), in Vulkanasche, in den meisten natürlichen Gewässern oder als Staub in der Luft aufgrund von Verwitterung und Erosion. Organismen produzieren in ihren Zellen verschiedene Substanzen in Nanoform (z. B. Proteine, DNA) oder sind selbst nur einige Nanometer groß, wie etwa Viren. Alle lebenden Organismen haben sich im Laufe ihrer Entwicklungsgeschichte an eine Umwelt angepasst, die Nanopartikel enthält, von denen manche auch toxisch wirken wie z. B. Vulkanasche. Diese Anpassung ist eine Funktion von Exposition, Dosis und der Geschwindigkeit, in der sich Lebensräume verändern (Handy et al. 2008). Zu den natürlichen Nanopartikeln in der Umwelt kommen auch noch solche, die unbeabsichtigt aufgrund menschlicher Aktivitäten freigesetzt werden, etwa durch Hausbrand, Industrie, Brandrodung, Verkehr und, in jüngster Zeit, durch den industriellen Einsatz unterschiedlicher, extrem vielgestaltiger synthetischer Nanopartikel in unbekannten Mengen. Diese zusätzliche Belastung von Mensch und Umwelt in einer (entwicklungsgeschichtlich betrachtet) sehr kurzen Zeitspanne wirft die Frage auf, inwieweit Organismen mit diesen künstlichen Nanopartikeln zurechtkommen können, ohne Schaden zu nehmen.

Die meisten Daten zur akuten Toxizität wie auch zu subletalen Effekten liegen für Süßwasser-Organismen vor (z. B. Wasserflöhe, Fische). Mehr Untersuchungen an marinen und terrestrischen Wirbellosen zur Feststellung einer möglichen Toxizität sind ebenso notwendig wie für Amphibien, Reptilien, Vögel oder Pflanzen, Bakterien und andere Mikroorganismen. Bislang gibt es keine ökotoxikologischen Untersuchungen, die im Detail die Mechanismen der Aufnahme, Verteilung, Stoffwechselung und der Ausscheidung von Nanopartikeln erklären könnten (Handy et al. 2008).

In einer 2010 durchgeführten Zusammenschau der einschlägigen wissenschaftlichen Literatur wurden nur 12 Arbeiten identifiziert, die tatsächlich als ökologische Studien betrachtet werden können, da sie der Komplexität natürlicher Ökosysteme mehr oder weniger gerecht werden. Diese wenigen Studien zu Auswirkungen von ENPs auf ökologische Lebensgemeinschaften zeigten allerdings keinen signifikanten Anstieg der Todesrate oder Veränderungen in deren Zusammensetzung (Bernhardt et al. 2010).

Im Folgenden werden die Ergebnisse ökotoxikologischer Untersuchungen an einigen ausgewählten Nanomaterialien kurz zusammengefasst (für einen umfassenden Review siehe Aitken et al. 2008).

CNTs

Zur Ökotoxizität von CNTs liegen bislang erst wenige Arbeiten vor, die sich in ihren Ergebnissen zum Teil stark unterscheiden. Während manche Studien keine negativen Effekte auf Testorganismen feststellen, zeigen andere solche durchaus, etwa für Fische oder Amphibienlarven. Grund ist die große Variabilität von CNTs, die

sich in Länge, Struktur, Oberflächenladung, Oberflächenchemie, Agglomerationsverhalten und Reinheit stark unterscheiden können (siehe dazu (siehe dazu Greßler et al. 2011; Fries et al. 2011)). Zudem ist die Untersuchung der Toxizität von CNTs für wasserlebende Organismen sehr schwierig, da CNTs sehr schlecht wasserlöslich sind, unterschiedliche Größen und Durchmesser aufweisen und komplexe Aggregate bilden (Hassellöv et al. 2008). CNTs werden oft oberflächenfunktionalisiert, sodass sie in Wasser fein verteilt stabil bleiben und sich nicht absetzen. Solche Oberflächenveränderungen verstärken jedoch die Neigung von CNTs, Schwermetalle anzulagern, wodurch deren Transport in Gewässern oder sogar in biologischen Systemen beeinflusst werden kann (Schierz and Zänker 2009).

Nano-TiO₂

Titandioxid-Nanopartikel gehören zu den am häufigsten ökotoxikologisch untersuchten Nanomaterialien. Es gibt bereits eine Reihe von standardisierten Tests für Fische, Krebstiere und Algen. Nano-TiO₂ wirkt photokatalytisch, d. h. unter UV-Strahlung entstehen reaktive Sauerstoffspezies (ROS), welche die Zellmembran von Mikroorganismen beschädigen können. In Versuchen, bei denen die Verhältnisse in natürlichen Fließgewässern im Labormaßstab nachgestellt wurden (sogenannte aquatische Mikrokosmen) zeigte sich, dass sowohl TiO₂-Nanopartikel als auch geringe Konzentrationen größerer, natürlich entstehender Agglomerate die Zellmembran von Mikroorganismen signifikant schädigen können. Mikroorganismen sind gegenüber Nano-TiO₂ sehr empfindlich – welche Auswirkungen das auf die Funktion von Ökosystemen hat, ist bislang jedoch unbekannt (Battin et al. 2009). Größere wasserlebende Organismen wie etwa kleine Krebstiere, die als Zooplankton große Bedeutung in der aquatischen Nahrungskette haben, werden nach vorläufigen Erkenntnissen nicht durch die photokatalytische Wirkung von Nano-TiO₂ geschädigt. Allerdings können sich die Nanopartikel außen am Chitinpanzer der Tiere festsetzen und bei Jungtieren die zum Wachstum notwendige Häutung behindern, was zum Tod der Tiere führt. Dieser Effekt wurde bei Konzentrationen von 0,24 mg/Liter Wasser festgestellt; Nano-TiO₂ erwies sich als doppelt so toxisch wie die größere Form (Dabrunz et al. 2011).

Nanosilber

Silberionen aus Silberverbindungen oder solche, die durch Kontakt mit Wasser aus Nanosilberpartikeln entstehen, wirken stark toxisch auf Mikroorganismen wie Bakterien, Pilze und Algen (siehe dazu Fries et al. 2009). Bodenmikroorganismen können betroffen sein, wenn etwa mit Nanosilber belasteter Klärschlamm auf Felder ausgebracht wird. Nanosilberpartikel zeigen bereits bei niedrigen Konzentrationen negative Effekte auf Fische und Krebse. Für Säugetiere ist dieses Material nur in sehr hohen Konzentrationen giftig. Untersuchungen an Pflanzen liegen erst wenige vor, eine jüngere Arbeit etwa zeigt negative Auswirkungen von Nanosilberparti-

keln auf das Wachstum von Gras-Keimlingen aufgrund von Zellschädigungen (Yin et al. 2011). Als Haupteintragspfad für Nanosilber erscheint Abwasser plausibel, da dieses Material aus speziellen Textilien ausgewaschen werden kann (siehe dazu Greßler et al. 2010) oder auch in Kosmetika und Reinigungsmitteln Verwendung findet. Nanosilber im Abwasser wurde deshalb von einer internationalen Gruppe aus Forscherinnen und Forschern verschiedener Fachdisziplinen als eines von 15 Problemfeldern identifiziert, welche die Erhaltung der biologischen Vielfalt gefährden können (Sutherland et al. 2009).

Exposition

Ob von ENPs ein Risiko für die Umwelt ausgeht, hängt nicht allein von der Toxizität des betreffenden Materials ab, sondern auch von der Exposition, also von der Menge, die in die Umwelt freigesetzt wird. Leider liegen derzeit für kein einziges Nanomaterial quantitative Daten vor, da es keine verpflichtende Registrierung von Nanomaterialien gibt und Unternehmen sehr zurückhaltend bei der Preisgabe von Produktionsmengen sind (Hendren et al. 2011). Nur wenige Studien haben sich bisher mit der Umweltexposition durch Nanomaterialien beschäftigt. Diese basieren auf groben Schätzungen der Produktionsmengen und der Freisetzung sowie auf Modellberechnungen, was eine umfassende Risikoabschätzung nicht zulässt.

So schätzt eine Studie (Hendren et al. 2011) das jährliche Produktionsvolumen in den USA für Nano-TiO₂ auf 7.800 bis 38.000 t, gefolgt von CNTs mit 55 bis 1.101 t und Nano-Ceroxid mit 35 bis 700 t. Das Produktionsvolumen von Nanosilber wird auf 2,8 bis 20 t pro Jahr geschätzt. Um ein mögliches Umweltrisiko abschätzen zu können reicht jedoch die Kenntnis der Produktionsvolumina nicht aus, vielmehr müssen die tatsächlich freigesetzten Mengen bekannt sein.

Bislang wird davon ausgegangen, dass Nanomaterialien, die fest in eine Matrix eingebunden sind, kein oder nur ein geringes Umweltrisiko darstellen. Das gilt etwa für CNTs, die in Kunststoffe eingearbeitet werden oder für Nano-TiO₂ in dauerhaften photokatalytischen Beschichtungen. Allerdings gibt es erst sehr wenige Studien zur Freisetzung von ENPs aus Konsumprodukten. Nanosilber, sowohl in Form von Partikeln als auch von Ionen, kann etwa durch Waschen aus Textilien freigesetzt werden, wobei die Freisetzungsraten stark von der Herstellungsart abhängt (Benn and Westerhoff 2008). Aus Fassadenfarben können TiO₂-Partikeln ausgewaschen werden und in die Umwelt gelangen (Kaegi et al. 2008).

Für Europa, die USA und die Schweiz wurde in Form von Modellberechnungen versucht, die in der Umwelt zu erwartenden Konzentrationen („Predicted Environmental Concentrations“, PEC) von fünf Nanomaterialien zu berechnen. Die höchste Konzentration in allen Umweltkompartimenten ergab sich für Nano-TiO₂, gefolgt von Nano-Zinkoxid. Ein Vergleich dieser Werte mit den Konzentrationen der untersuchten Nanomaterialien, bei denen keine negativen Umwelteffekte zu erwarten sind („Predicted No-Effects-Concentration“, PNEC) ergab ein mögliches Risiko für aquatische Organismen durch Nano-TiO₂, Nanosilber und Nano-Zinkoxid im Ab-

wasser von Kläranlagen. Die PEC von CNTs und Fullerene wurden als so niedrig eingestuft, dass derzeit kein Umweltrisiko zu erwarten sei (Gottschalk et al. 2009).

Die wahrscheinlichsten Eintrittspfade von Nanomaterialien in die Umwelt sind Abwasser und Abfall. Abfälle, die Nanomaterialien enthalten, können schon bei der Produktion der Materialien entstehen, bei der Herstellung von Produkten mit Nanomaterialien sowie am Ende ihrer Lebensdauer. Die derzeitige Gesetzeslage enthält keine spezifischen Regulierungen für die Behandlung von Abfällen mit Nanomaterialien (VCI 2009). Eine Freisetzung von ENPs in die Umwelt aus Abfällen ist möglich, allerdings liegen dazu noch kaum Untersuchungen vor. Man nimmt an, dass ENPs bei der Müllverbrennung durch Filter effizient entfernt werden (Müller and Nowack 2008).

LEDs enthalten nanoskalige Schichten der Halbleitermaterialien Arsen, Gallium, Phosphor und ihrer Verbindungen. Sie gehören daher zum besonders zu behandelnden oder überwachungsbedürftigen Abfall. Insbesondere das Halbleitermaterial Galliumarsenid ist problematisch, da sich unter Anwesenheit von Luftsauerstoff und Wasser an der Oberfläche des Materials eine hauchdünne Schicht bilden kann, die stark toxisch ist und auf einer normalen Mülldeponie Umweltschäden anrichten könnte (Steinfeldt et al. 2004).

Nanosilber kann über verschiedene Wege ins Abwasser gelangen, etwa durch das Waschen spezieller Textilien, durch Kosmetika oder Reinigungsmittel. Etwa 90 % des Nanosilbers wird offenbar in Kläranlagen aus dem Abwasser entfernt und findet sich im Klärschlamm wieder (Nowack 2010). Wird dieser als Dünger auf Felder aufgebracht, gelangt dieses Nanomaterial in die Umwelt, wobei Schädigungen von Bodenmikroorganismen nicht ausgeschlossen werden können (siehe dazu Fries et al. 2009).

Eine weitere offene Frage betrifft die Wiederverwertbarkeit von Produkten, die Nanomaterialien enthalten. Kunststoffflaschen aus Polyethylenterephthalat (PET) können einem Recycling zugeführt werden, sofern sie keine Farb- oder Zusatzstoffe enthalten. Beschichtungen aus Nanokompositmaterialien, welche die Gasdurchlässigkeit vermindern oder Lichtschutz bieten sollen, gelten als problematisch für das Recycling (Van Dongen et al. 2011).

Umweltentlastungspotenziale

Steigende Rohstoff- und Energiekosten einerseits und das zunehmende Umweltbewusstsein der Konsumentinnen und Konsumenten andererseits führen dazu, dass immer mehr Produkte auf den Markt kommen, die gewisse Vorteile für den Umwelt- und Klimaschutz versprechen. Nanomaterialien weisen spezielle physikalische und chemische Eigenschaften auf, die sie auch interessant für die Entwicklung umweltfreundlicher Produkte machen. So kann etwa die Widerstandsfähigkeit von Materialien gegenüber mechanischer Belastung oder Witterungseinflüssen erhöht und somit die Lebensdauer eines Produktes verlängert werden; schmutz- und wasserabweisende Beschichtungen, die der Nanotechnologie zugerechnet werden, können den Reinigungsaufwand reduzieren; neuartige Dämmmaterialien verbes-

sern die Energieeffizienz von Gebäuden; oder der Zusatz von Nanopartikeln zu einem Material führt zu einer Gewichtsreduktion und damit zu Energieeinsparungen beim Transport. Im Bereich der chemischen Industrie werden Nanomaterialien aufgrund ihrer besonderen katalytischen Eigenschaften eingesetzt, um die Energie- und Ressourceneffizienz zu erhöhen und Nanomaterialien können in bestimmten Anwendungsbereichen umweltproblematische Chemikalien ersetzen. Besondere Hoffnungen werden in nanotechnologisch optimierte Produkte und Verfahren zur Energiegewinnung und -speicherung gesetzt, die derzeit in Entwicklung sind und die in Zukunft einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz und zur Lösung unserer Energieprobleme leisten sollen, siehe dazu Box 1.

Umweltentlastungspotenziale werden insbesondere für die folgenden Bereiche erhofft (siehe dazu Becker et al. 2009; Heubach et al. 2005; Heubach et al. 2008; Catenhusen et al. 2008; BAFU 2010):

Einsparung von Rohstoffen durch Miniaturisierung

- Durch die Verringerung der Schichtdicke bei Beschichtungen und geringerem Materialeinsatz bei Lebensmittelzusatzstoffen oder kosmetischen Inhaltsstoffen.

Einsparung von Energie durch Gewichtsreduktion oder durch Funktionsoptimierung

- Neue, nanotechnologische optimierte Materialien, etwa Kunststoffe oder Metalle mit Kohlenstoffnanoröhrchen (CNTs), sollen in Zukunft Flugzeuge und Fahrzeuge leichter machen und somit Treibstoffe eingespart werden;
- Neue Beleuchtungsmittel (OLED) mit nanoskaligen Schichten aus Kunststoff und organischem Farbstoff sind in Entwicklung, deren Umwandlungsrate von Energie in Licht bis zu 50 % betragen soll (im Vergleich dazu herkömmliche Glühlampen=5 %);
- Modernen Autoreifen wird schon seit längerer Zeit nanoskaliger Industriestaub („Carbon Black“) zur Materialverstärkung zugefügt, um den Rollwiderstand zu verringern, wodurch Treibstoffeinsparungen bis zu 10 % möglich sind;
- Selbstreinigende oder „Easy-to-Clean“-Beschichtungen, z. B. auf Glas, können etwa bei der Gebäudereinigung zu Energie- und Wassereinsparungen führen, da solche Flächen leichter oder weniger oft zu reinigen sind;
- Nanotribologische Verschleißschutzprodukte sollen als Treibstoff- oder Motoröl-Zusatz einerseits den Treibstoffverbrauch von Fahrzeugen reduzieren und andererseits auch die Lebensdauer von Motoren verlängern;
- Nanopartikel als Fließmittel ermöglichen das Schmelzen und Gießen von Kunststoffen bei niedrigeren Temperaturen;
- Nanoporöse Dämmmaterialien können im Bauwesen dazu beitragen, den Energieeinsatz zu Heiz- oder Kühlzwecken von Gebäuden zu reduzieren.

Energie- und Umwelttechnik

- Verschiedene Nanomaterialien können den Wirkungsgrad von Photovoltaik-Anlagen verbessern;
- In Entwicklung sind neuartige Farbstoffsolarzellen („Grätzel-Zelle“) mit nanoskaligen Halbleitermaterialien, welche den natürlichen Prozess der Fotosynthese grüner Pflanzen nachahmen;
- Kunststoffe mit CNTs als Beschichtung der Rotorblätter von Windkraftanlagen machen diese leichter und erhöhen die Energieausbeute;
- Nanotechnologisch optimierte Lithium-Ionen-Batterien haben eine verbesserte Speicherkapazität sowie eine verlängerte Lebensdauer und kommen etwa in Elektroautos zum Einsatz;
- Brennstoffzellen mit nanoskaligen Keramikmaterialien zur Energiegewinnung sind in Entwicklung, die energie- und ressourcenschonend hergestellt werden können;
- Nanoporöse Membranen und Filter mit Nanomaterialien werden zur Wasseraufbereitung und –reinigung eingesetzt;
- Nanopartikuläre Eisenverbindungen finden Anwendung in der Grundwassersanierung zur Entfernung von chlorierten Kohlenwasserstoffen;
- Der Wirkungsgrad von Katalysatoren in Kraftfahrzeugen wird durch die Nanoskaligkeit der eingesetzten katalytisch aktiven Edelmetalle erhöht und nanoporöse Partikelfilter für die Abgasreinigung in Kraftfahrzeugen sind in Entwicklung.

Ersatz von gefährlichen Stoffen

- Nanosilber kann u. U. sinnvoll dazu eingesetzt werden, gefährliche Biozide etwa in Holzschutzmitteln oder Farben zu ersetzen;
- Nanokeramische Korrosionsschutzbeschichtungen für Metalle ohne schädlichen Schwermetalle (Chrom, Nickel), z. B. für Haushaltsgeräte oder Automobile, können umwelt- und gesundheitsgefährdende Chrom-VI-Lacke und die konventionelle Phosphatierung ersetzen;
- Nanoskaliges Titandioxid und Siliziumdioxid können das umweltschädliche Brom in Flammschutzmitteln ersetzen;
- Nanopartikuläres Titandioxid als mineralischer UV-Filter in Sonnenschutzmitteln wird als Alternative zu den gesundheitlich bedenklichen organischen Filtern betrachtet.

Energie- und Ressourceneffizienz in der chemischen Industrie

- Mittels Nanokatalysatoren kann z. B. die Ausbeute chemischer Reaktionen erhöht und der Anfall umweltbelastender Nebenprodukte verringert werden.

Bei der Mehrzahl der derzeit am Markt erhältlichen „Nano-Konsumprodukte“ ist jedoch Umweltschutz nicht das vorrangige Ziel. Weder Textilien mit Nanosilber

gegen Schweißgeruch, noch besonders stabile Golfschläger mit CNTs bringen Vorteile für die Umwelt. Für andere, z. B. selbstreinigende Oberflächenbeschichtungen oder Textilien mit Fleckschutzausrüstung werden solche von den Herstellern zwar versprochen (verringertem Reinigungsaufwand, daher Einsparungen bei Energie, Wasser und Reinigungsmitteln), ohne dafür aber zumeist die entsprechenden Nachweise vorzulegen.

Das nachhaltige Potenzial von Nanotechnologie wird oft betont. Es handelt sich dabei aber meist um eine wenig belegte Erwartung (Klade et al. 2009). Um die tatsächlichen Auswirkungen eines Produktes auf die Umwelt – sowohl Entlastungseffekte als auch mögliche Gefährdungen – feststellen zu können, müsste der gesamte Lebenszyklus von der Herstellung der Ausgangsmaterialien bis zur Entsorgung am Ende der Lebensdauer betrachtet werden. In der Regel fehlt aber bei der Beschreibung von Umweltvorteilen von Produkten eine Analyse und Bewertung des Ressourcen- und Energieverbrauchs bei der Herstellung dieser Produkte (Becker et al. 2009).

Lebenszyklus-Analyse/ Ökobilanz

Sollen der nachhaltige Nutzen, die ökologischen Vorteile bzw. die Umweltwirkungen eines Produktes, eines Verfahrens oder einer Anwendung während des gesamten Lebensweges („Von der Wiege bis zur Bahre“) analysiert und bewertet werden, eignet sich dazu die Lebenszyklus-Analyse („Life Cycle Assessment“, LCA) oder Ökobilanz. Zu den Umweltwirkungen zählt man sämtliche umweltrelevanten Entnahmen von Ressourcen aus der Umwelt (z. B. Rohstoffe wie Erze oder Rohöl) sowie die Emissionen in die Umwelt, wie z. B. Abfälle und CO₂. Der Begriff „Ökobilanz“ wird im Sinne einer Gegenüberstellung, also dem Vergleich von mehreren Produkten verwendet.

Für die LCA oder Ökobilanz steht ein standardisiertes Regelwerk der „International Organization for Standardization“ (ISO) zur Verfügung (ISO 14040 und 14044), das folgende Elemente umfasst: Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Die Erstellung erfolgt zumeist mittels spezieller Software.

Die LCA fokussiert auf Produkte und Verfahren, die entweder bereits am Markt sind oder Marktreife besitzen, um auf möglichst konkrete Daten zurückgreifen zu können. Mittels LCA lassen sich auch mögliche gesundheitliche Effekte analysieren und bewerten, sofern sich diese über Wirkmodelle beschreiben lassen und entsprechende (epidemiologische) Daten vorliegen. Wirkmechanismen und Exposition im Zusammenhang mit Nanomaterialien sind bislang jedoch noch weitgehend unbekannt, sodass gesundheitliche Effekte von Nanomaterialien in der LCA derzeit (noch) nicht erfasst werden können. Weitere Schwierigkeiten bei der Erstellung einer LCA für „Nano-Produkte“ sind die oft fehlenden Angaben zu den Eigenschaften und Inhaltsstoffen eines Produktes, da diese von den Herstellern mit Berufung auf das Produktgeheimnis oftmals nicht preisgegeben werden, sowie auch die unzureichende Datenlage betreffend Anwendung und Entsorgung (Klade et al. 2009). Die

wenigen bislang durchgeführten LCAs von Produkten mit Nanomaterialien umfassen deshalb auch nicht alle Stufen des Lebenszyklus (Klöpffer et al. 2007) und eine umfassende Analyse und Bewertung aller Umweltwirkungen und gesundheitlicher Effekte ist nicht möglich.

Bisherige LCA deuten darauf hin, dass vor allem die Herstellungsphase eines „Nano-Produktes“ bzw. der nanoskaligen Ausgangsmaterialien hinsichtlich der Umweltwirkungen relevant ist (Sengül et al. 2008). So etwa verursacht die Erzeugung von antibakteriellen T-Shirts mit Nanosilber eine wesentlich größere Umweltbelastung als jene konventioneller, da die Herstellung von Nanosilber, je nach angewendeter Methode, die Emission größerer Mengen umweltschädlicher Treibhausgase mit sich bringt (Walser et al. 2011). Die Ökobilanz zweier solarer Verfahren zur Wasserreinigung zeigte im Langzeitbetrieb ein deutlich höheres Umweltbelastungspotenzial des photokatalytischen Verfahrens mit nano-TiO₂ gegenüber dem konventionellen aufgrund des hohen Verbrauchs von Ressourcen bei der Herstellung des nanoskaligen Titandioxids (Martens et al. 2010).

Einige der bislang durchgeführten LCAs zeigen aber für bestimmte Produkte durchaus verringerte Umweltwirkungen bzw. Energie- und Ressourceneinsparungen durch die Verwendung von Nanomaterialien bzw. nanotechnologischer Verfahren (für eine Übersicht siehe Steinfeldt et al. 2010). Durch den Einsatz von Edelmetallen in Nanoform in Autoabgaskatalysatoren lässt sich z. B. deren Menge um 50–95 % reduzieren. Nanobeschichtetes Antireflexglas erhöht die Effizienz von Solarkollektoren um bis zu 6 %, Nanolacke für Automobile können in geringerer Schichtdicke aufgebracht werden und reduzieren die Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen um 65 %. Organische Leuchtdioden („Organic Light Emitting Diodes“, OLED) in Displays haben eine höhere Energieeffizienz und benötigen einen geringeren Materialinput als konventionelle Displays (Steinfeldt et al. 2004). In einer Ökobilanz zweier Produkte zur widerstandsfähigen bzw. wasserabweisenden Beschichtung von Oberflächen (Holz, Glas), die der Nanotechnologie zugeordnet werden, konnte aufgrund der geringeren Applikationsmenge und des verringerten Reinigungsaufwandes ein Umweltnutzen bestätigt werden, wenngleich aufgrund fehlender Daten Annahmen in der Analyse und Bewertung getroffen werden mussten (Klade et al. 2009). Plastikflaschen (PET) mit Nanobeschichtung für Getränke wurden in einer Ökobilanz mit Aluminiumdosen und Einweg-Glasflaschen verglichen, wobei sich zeigte, dass die Nano-PET-Flasche rund ein Drittel weniger Treibhausgase verursacht als die Aluminiumdose und das Umweltentlastungspotenzial im Vergleich mit Einweg-Glasflaschen sogar rund 60 % beträgt (Möller et al. 2009).

Neben der LCA besteht noch die Möglichkeit einer prospektiven Umweltbilanzierung, um Umweltentlastungseffekte einer Anwendung oder eines Verfahrens abzuschätzen, die sich erst in Entwicklung befinden. Bis zum konkreten Einsatz in der Praxis können aber noch vielfältige technische Probleme und Herausforderungen bestehen. Inwieweit sich mögliche Umweltentlastungspotenziale dann tatsächlich realisieren lassen, ist also weitgehend offen (siehe dazu Steinfeldt et al. 2004).

Die aktuelle Situation

Bislang ist leider noch kein durchschlagender Erfolg der Nanotechnologie bei der Lösung unserer Umwelt- und Klimaprobleme zu verzeichnen und nicht jedes „Nano-Produkt“ ist a priori umweltfreundlich oder nachhaltig. Insbesondere Umweltorganisationen betonen, dass die seitens der Industrie propagierten Vorteile und Potenziale oftmals übertrieben und ungeprüft sind und es in vielen Fällen noch Jahre bis zur Realisierung dauern könnte, wenn es überhaupt dazu kommt (Azoulay et al. o. J.). Es sei sogar zu befürchten, dass Nanotechnologie die Energie- und Umweltkosten noch weiter erhöhen könnte (Illuminato and Miller 2010).

Tatsächlich benötigt die Herstellung von Nanomaterialien heute oftmals noch viel Energie, Wasser und umweltproblematische Chemikalien, wie etwa Lösungsmittel. In einem Kilogramm CNTs stecken derzeit etwa 0,1 bis 1 Terajoule (TJ) an Energie (Gutowski et al. 2010). 1 TJ entspricht in etwa der Energiemenge von 167 Barrel Erdöl (ca. 26.550 Liter) (Illuminato und Miller 2010). Das macht CNTs zu einem der energieintensivsten Materialien, die uns bekannt sind (Gutowski et al. 2010). Die hochtechnische Herstellung von auf Kohlenstoff basierenden Nanomaterialien, wie z. B. Fullerene, Kohlenstoff-Nanoröhrchen und Kohlenstoff-Nanofasern, ist derzeit noch so energieintensiv, dass mögliche Umweltvorteile – etwa durch Treibstoffeinsparungen aufgrund leichter Fahrzeugkarosserien – noch konterkariert werden (Gutowski et al. 2010; Khanna and Bakshi 2008; Anctil et al. 2011). Der hohe Energiebedarf fällt insbesondere dann ins Gewicht, wenn von einem Nanomaterial große Mengen für die Massenproduktion eines Produktes benötigt werden. Werden allerdings nur sehr geringe Mengen eingesetzt, etwa von CNTs zur Herstellung von speziellen Kunststofffolien, lässt sich eine Umweltentlastung feststellen (Steinfeldt et al. 2010). Eine mögliche Energieeinsparung bei der Anwendung eines Produktes ist also jeweils im Einzelfall dem Energieverbrauch zur Herstellung eines Nanomaterials gegenüberzustellen, um einen Umweltentlastungseffekt feststellen zu können. Durch die Weiterentwicklung und Verbesserung der Herstellungsprozesse besteht die Hoffnung, dass der Energiebedarf in Zukunft reduziert werden kann.

Die Effizienz von Nano-Solarpaneelen liegt derzeit immer noch etwa 10% unter jener der konventionellen Silizium-Paneele (Illuminato und Miller 2010) und Nanotechnologie hat bislang noch nicht viel dazu beigetragen, Fahr- oder Flugzeuge leichter und somit treibstoffsparender zu gestalten. Die Voraussetzungen für eine industrielle Massenproduktion (Produktionsvolumina, Automatisierungsgrad, Qualitätsstandards) sind dafür noch nicht gegeben und den hohen Anforderungen an das Material (z. B. Widerstandsfähigkeit, Stärke, Sicherheit) kann zu wettbewerbsfähigen Kosten noch nicht entsprochen werden (ObservatoryNano 2010). Der Beitrag, den Nanotechnologie zur Reduktion des Treibhausgases CO₂ derzeit leisten kann, erscheint gering: 2007 wurde geschätzt, dass bis zum Jahr 2010 mit einer Einsparung von rund 200.000 t CO₂ durch Gewichtsreduktion und verringerten Schadstoffausstoß von Kraftfahrzeugen sowie durch Wärmedämmung von Gebäuden gerechnet werden kann. Das entspräche nur etwa 0,00027% der weltweiten CO₂-Emissionen (Cientifica Ltd. 2008).

Fazit

Aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften können Nanomaterialien auch dazu eingesetzt werden, Produkte oder Herstellungsprozesse umweltfreundlicher zu gestalten. Der Schwerpunkt liegt dabei vor allem auf Energie- und Ressourceneffizienz. Einige Konsumprodukte, die Umweltvorteile versprechen, sind bereits erhältlich und auch im industriellen Bereich wurden Anwendungen schon realisiert. Vieles befindet sich aber noch im Stadium der Forschung und Entwicklung, vor allem in der Energie- und Umwelttechnik. Den großen Erwartungen hinsichtlich eines Umweltentlastungspotenzials durch nanotechnologisch optimierte Produkte stehen Befürchtungen gegenüber, dass insbesondere der hohe Bedarf an Energie und Ressourcen bei der großtechnischen Herstellung von Nanomaterialien mögliche Vorteile konterkariert. Leider fehlen in den meisten Fällen umfassende Lebenszyklus-Analysen, um die tatsächlichen Umweltwirkungen – sowohl die möglichen Vorteile also auch die Risiken – entlang des gesamten Lebensweges eines Produktes bewerten zu können. Hier sind insbesondere die Hersteller aufgefordert, die zur Untermauerung der behaupteten Umweltvorteile notwendigen Nachweise zu erbringen bzw. Daten für Analysen und Bewertungen bereitzustellen. Wie in anderen Fällen technologischer Innovation steht auch bei der Nanotechnologie zunächst die jeweils intendierte Funktion der Nanomaterialien im Vordergrund. Da positive Umwelteffekte selten der Grund für die Verwendung eines Nanomaterials sind, sind solche Effekte (willkommene) Nebenerscheinungen. Je nach Bedingung können aber auch negative oder gar keine Effekte auftreten. Es gilt also, aktiv Bedingungen zu schaffen, unter denen positive Effekte realisiert werden können.

Zum Verbleib und Verhalten von synthetischen Nanomaterialien in der Umwelt ist wenig bekannt, wie auch geeignete Verfahren zum Nachweis in komplexen Umweltmedien erst in Entwicklung sind. Modellberechnungen der Exposition reichen alleine nicht aus, um eine umfassende Risikoabschätzung vornehmen zu können. Die Entwicklung von Methoden zum Monitoring von Nanomaterialien in der Umwelt ist hierfür unerlässlich. Ökotoxikologische Untersuchungen zeigen ein gewisses Gefährdungspotenzial bestimmter Nanomaterialien. Auch wenn noch wissenschaftliche Unsicherheiten bestehen, sollte im Sinne einer präventiven Risikominimierung das Vorsorgeprinzip angewendet und Umwelteinträge weitgehend vermieden werden. Das Hauptaugenmerk der ökotoxikologischen Forschung sollte verstärkt auf der Umweltrelevanz liegen und der Komplexität natürlicher Systeme Rechnungen tragen. Langzeitstudien wären notwendig, um mögliche Spätfolgen einer Umweltexposition mit ENPs oder aber auch Anpassungsmechanismen feststellen zu können. Mehr Untersuchungen zu einer Anreicherung (Bioakkumulation) in der Nahrungskette sind ebenso notwendig wie zur Interaktion von ENPs mit anderen Schadstoffen in der Umwelt, deren Transport und Wirkung sie unter bestimmten Bedingungen verändern könnten.

Literatur

- Aitken RJ, Aschberger K, Baun A, Christensen F, Fernandes T, Hansen SF, Hartmann NB, Hutchinson G, Johnston H, Micheletti C, Peters S, Ross B, Sokull-Kluettgen B, Stark D, Tran L (2008) Engineered Nanoparticles: Review of Health and Environmental Safety (ENRHES). Final Report.
- Ancil A, Babbitt CW, Raffaele RP, Landi BJ (2011) Material and energy intensity of fullerene production. *Environ Sci Technol* 45(6):2353–2359
- Azoulay D, Fedrigo D, Illuminato I, Mooney P (o. J.) Nanotechnology and the environment: a mismatch between claims and reality. International POPs Elimination Network, Nanotechnology Working Group, European Environmental Bureau (EEB)
- BAFU (2010) Dossier Nanotechnologie. umwelt 3/2010. Bundesamt für Umwelt, Schweiz
- Battin TJ, von der Kammer F, Weilhartner A, Ottofuelling S, Hofmann T (2009) Nanostructured TiO₂: transport behavior and effects on aquatic microbial communities under environmental conditions. *Environ Sci Technol* 43(21):8098–8104
- Becker H, Dubbert W, Schwirn K, Völker D (2009) Nanotechnik für Mensch und Umwelt. Chancen fördern und Risiken minimieren. deutsches Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Benn TM, Westerhoff P (2008) Nanoparticle silver released into water from commercially available sock fabrics. *Environ Sci Technol* 42(11):4133–4139
- Bernhardt E, Colman BP, Hochella MF, Cardinale BJ, Nisbet RM, Richardson CJ, Yin L (2010) An ecological perspective on nanomaterial impacts in the environment. *J Environ Quality* 39:1954–1965
- Catenhusen W-M, Grobe A, Bendisch B (2008) Verantwortlicher Umgang mit Nanotechnologien. Bericht und Empfehlungen der NanoKommission der deutschen Bundesregierung 2008. Nano-Kommission der deutschen Bundesregierung, Bonn, Berlin
- Cientifica Ltd (2007) Nanotech: Cleantech – quantifying the effects of nanotechnologies on CO₂ emissions. Cientifica Ltd, London
- Dabrunz A, Duester L, Prasse C, Seitz F, Rosenfeldt R, Schilde C, Schaumann GE, Schulu R (2011) Biological surface coating and molting inhibition as mechanisms of TiO₂ nanoparticle toxicity in *Daphnia magna*. *PLoS ONE* 6(5):1–7
- Fries R, Greßler S, Simko M, Gazsó A, Fiedeler U, Nentwich M (2009) Nanosilber. NanoTrust Dossiers 10 (Wien)
- Fries R, Greßler S, Simko M (2011) Kohlenstoff-Nanoröhrchen (Carbon Nanotubes) Teil II: Risiken und Regulierung. NanoTrust Dossiers 24 (Wien)
- Gottschalk F, Sonderer T, Scholz RW, Nowack B (2009) Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, Fullerenes) for different regions. *Environ Sci Technol* 43(24):9216–9222
- Greßler S, Simkó M, Gazsó A, Fiedeler U, Nentwich M (2010) Nano-Textilien. NanoTrust-Dossiers 15 (Wien)
- Greßler S, Fries R, Simko M (2011) Kohlenstoff-Nanoröhrchen (Carbon Nanotubes) Teil I: Grundlagen, Herstellung, Anwendung. NanoTrust Dossiers 22 (Wien)
- Gutowski TG, Liow JYH, Sekulic DP (2010) Minimum exergy requirements for the manufacturing of carbon nanotubes. In: IEEE, International Symposium on Sustainable Systems and Technologies, Washington DC, 16.–19. Mai 2010. SG
- Handy RD, Owen R, Valsami-Jones E (2008) The ecotoxicology of nanoparticles and nanomaterials: current status, knowledge gaps, challenges, and future needs. *Ecotoxicology* 17(5):315–325
- Hassellöv M, Readman J, Ranville J, Tiede K (2008) Nanoparticle analysis and characterization methodologies in environmental risk assessment of engineered nanoparticles. *Ecotoxicology* 17:344–361
- Hendren CO, Mesnard X, Dröge J, Wiesner M (2011) Estimating production data for five engineered nanomaterials as a basis for exposure assessment. *Environ Sci Technol* 45:2562–2569

- Heubach D, Angerer G, Kühne C, Schröder A (2008) Innovationen durch Nanotechnologie in der Umwelttechnik – Funktionelle Oberflächen und Farbstoffsolarzellen. Baden-Württemberg Umweltministerium, Stuttgart
- Heubach D, Beucker S, Lang-Coetz K (2005) Einsatz von Nanotechnologie in der hessischen Umwelttechnologie. Innovationspotenziale für Unternehmen. Hessisches Ministerium für Wirtschaft Verkehr und Landesentwicklung, Wiesbaden
- Hofmann T, Von der Kammer F (2009) Estimating the relevance of engineered carbonaceous nanoparticle facilitated transport of hydrophobic contaminants in porous media. *Environ Pollut* 157(4):1117–1126
- Illuminato I, Miller G (2010) Nanotechnology, climate and energy: over-heated promises and hot air? Report. Friends of the Earth Australia, Friends of the Earth England, Wales and Northern Ireland (EWNl), Friends of the Earth Europe and Friends of the Earth United States
- Kaegi R, Ulrich A, Sinnet B, Vonbank R, Wichser A, Zuleeg S, Simmler H, Brunner S, Vonmont H, Burkhardt M, Boller M (2008) Synthetic TiO₂ nanoparticle emission from exterior facades into the aquatic environment. *Environ Pollut* 156(2):233–239
- Khanna V, Bakshi BR (2008) Carbon nanofiber polymer composites: evaluation of life cycle energy use. *Environ Sci Technol* 43(6):2078–2084
- Klade M, Meissner M, Stark S, Wallner A, Wenisch A, Veres E (2009) Matrix zur Darstellung von Nutzen und Risiken von Nano-Produkten (NanoRate). Endbericht. IFZ
- Klöpper W, Curran MA, Frankl P, Heijungs R, Köhler A, Olsen SI (2007) Nanotechnology and life cycle assessment – a systems approach to nanotechnology and the environment. Synthesis of Results obtained at a Workshop in Washington DC, 2–3 Oct. 2006
- Lapied E, Moudilou E, Exbrayat J-M, Oughton DH, Joner EJ (2010) Silver nanoparticles exposure causes apoptotic response in the earthworm *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta). *Nanomedicine* 5(6):975–984
- Martens S, Eggers B, Evertz T (2010) Untersuchungen des Einsatzes von Nanomaterialien im Umweltschutz. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Möller M, Eberle U, Hermann A, Moch K, Stratmann B (2009) Nanotechnologie im Bereich der Lebensmittel. vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich
- Müller NC, Nowack B (2008) Exposure modeling of engineered nanoparticles in the environment. *Environ Sci Technol* 42(12):4447–4453
- Nowack B (2010) Nanosilver Revisited Downstream. *Science* 330:1054–1055
- ObservatoryNano (2010) ObservatoryNano: coatings, adhesives and sealants for the transport industry. Bax & Willems Consulting Venturing, Barcelona
- Ottoufelling S, Von der Kammer F, Hofmann T (2011) Commercial titanium dioxide nanoparticles in both natural and aggregation behavior. *Environ Sci Technol* 45(23):10045–10052
- Petschow U (2009) Umweltschutz, Umwelttechnik und Marktpotenziale – Chancen der Nanotechnologie für NRW. Schriftenreihe des IÖW 195 (10)
- Schierz A, Zänker H (2009) Aqueous suspensions of carbon nanotubes: surface oxidation, colloidal stability and uranium sorption. *Environ Pollut* 157(4):1088–1094
- Sengül H, Theis TL, Ghosh S (2008) Toward sustainable nanoproducts. An overview of nanomanufacturing methods. *J Industrial Ecol* 12(3):329–359
- Steinfeldt M, von Gleich A, Petschow U, Haum R, Chudoba T, Haubold S (2004) Nachhaltigkeits-effekte durch Herstellung und Anwendung nanotechnologischer Produkte. vol Schriftenreihe des IÖW 177/04.
- Steinfeldt M, von Gleich A, Petschow U, Pade C, Sprenger R-U (2010) Entlastungseffekte für die Umwelt durch nanotechnische Verfahren und Produkte dt. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Sutherland WJ, Clout M, Coté IM, Daszak P, Depledge MH, Fellman L, Fleishman E, Garthwaite R, Gibbons DW, De Lurio J, Impey AJ, Lickorish F, Lindenmayer D, Madgwick J, Margerison C, Maynard T, Peck LS, Pretty J, Prior S, Redford KH, Scharlemann JPW, Spalding M, Watkinson AR (2009) A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends Ecol Evol* 25(1):1–7

- Tiede K, Boxall ABA, Tear SP, Lewis J, David H, Hasselöv M (2008) Detection and characterization of engineered nanoparticles in food and the environment. *Food Addit Contam A* 25(7):795–821
- University of Essex (o. J.) Measurement Techniques for Nanoparticles, University of Essex for Nanocap. <http://www.nanocap.eu/Flex/Site/Downloadf860.pdf?ID=3984>. Zugegriffen: 18. Mär. 2014
- Van Dongen C, Dvorak R, Kosior E (2011) Design guide for PET bottle recyclability. Union of European Beverages Associations (UNESDA), European Federation of Bottled Waters (EFBW)
- VCI (2009) Guidance for the safe recovery and disposal of wastes containing nanomaterials. Verband der Chemischen Industrie e. V., Frankfurt
- Von der Kammer F, Ferguson P, Holden P, Masion A, Rogers K, Klaine S, Koelmans A, Horne N, Unrine J (2012) Analysis of engineered nanomaterials in complex matrices (environment and biota): general considerations and conceptual case studies. *Environ Toxicol Chem* 31(1):32–49
- Walser T, Demou E, Lang DJ, Hellweg S (2011) Prospective environmental life cycle assessment of nanosilver. *Environ Sci Technol* 45(10):4570–4578
- Westerhoff P, Song G, Hristovsk K, Kiser M (2011) Occurrence and removal of titanium at full scale wastewater treatment plants: implications for TiO₂ nanomaterials. *J Environ Monit* 13(5):1195–1203
- Yin L, Cheng Y, Espinasse B, Colman BP, Auffan M, Wiesner M, Rose J, Liu J, Bernhardt E (2011) More than the Ions: the effects of silver nanoparticles on *Lolium multiflorum*. *Environ Sci Technol* 45(6):2360–2367

Nano Risiko Governance

Der gesellschaftliche Umgang mit Nanotechnologien

Gazsó, A.; Haslinger, J. (Hrsg.)

2014, VIII, 346 S. 40 Abb., 5 Abb. in Farbe., Hardcover

ISBN: 978-3-7091-1404-9