

**Kurzstudie**  
**Ersteinschätzung**  
**des Ökotoxizitätspotenzials von P&T**

Auftraggeber:

acatech  
Deutsche Akademie der  
Technikwissenschaften

Auftragnehmer:

***intac*** -

Beratung · Konzepte · Gutachten  
zu Technik und Umwelt GmbH

Bearbeiter: Dipl.-Geol. Jürgen Kreusch  
Dipl.-Phys. Wolfgang Neumann

Hannover, März 2013

**Die hier vorgelegte Kurzstudie zur Ersteinschätzung des Ökotoxizitätspotenzials von P&T wurde erarbeitet im Rahmen von**

> **Partitionierung und  
Transmutation**

**Forschung – Entwicklung –  
Gesellschaftliche Implikationen**

**acatech STUDIE  
Dezember 2013**

Siehe hierzu:

O. Renn (Hrsg.): Partitionierung und Transmutation. Forschung – Entwicklung – Gesellschaftliche Implikationen (acatech Studie), München: Herbert Utz Verlag 2014

## Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung zur Ersteinschätzung des Ökotoxizitätspotenzials von P&T .....	3
1. Einleitung .....	6
2. Grundsätzliches zu P&T .....	8
3. Ergebnisse der Literaturrecherche .....	10
3.1 Allgemeine Rechercheergebnisse zu P&T-Anlagen und zu Verfahrens- prozessen .....	10
3.2 Literaturangaben zu Umweltauswirkungen von P&T .....	15
4. Ökotoxizitätspotenzial von P&T .....	17
4.1 Nichtradiologisches Ökotoxizitätspotenzial von P&T .....	18
4.2 Radiologisches Ökotoxizitätspotenzial von P&T .....	22
5. Auswirkungen von P&T auf das Endlager .....	34
5.1 Grundsätze und Probleme bei der Endlagerung in Deutschland .....	34
5.2 Vorteile bzw. Lösungsansätze bei der Endlagerung durch P&T? .....	35
6. Anwendung des Ökotoxizitätspotenzials auf vier Szenarien .....	40
Literaturverzeichnis .....	42
A N H A N G Recherchequellen .....	50

## **Zusammenfassung zur Ersteinschätzung des Ökotoxizitätspotenzials von P&T**

In den Staaten mit Atomenergienutzung wird weltweit über den Umgang mit den dabei anfallenden radioaktiven Abfällen diskutiert. Zum Umgang mit bestrahlten Brennelementen wird an der Entwicklung der Technologie Abtrennung (Partitioning) und Kernumwandlung (Transmutation) von Radionukliden, kurz P&T, gearbeitet. Mit Hilfe dieser Technologie soll durch Reduzierung des Anteils langlebiger Radionuklide im hochradioaktiven Abfall der Nachweis für die Langzeitsicherheit eines geologischen Endlagers entlastet werden bzw. besser führbar sein.

Gegenwärtig existiert noch kein geschlossenes Konzept für P&T. Zu den Verfahrensschritten Abtrennung und Kernumwandlung (Reaktordesign) wird intensiv geforscht. Auch zu den Brennelementen, in denen die Radionuklide umgewandelt werden sollen, zu den Targets für Beschleuniger-gesteuerte Reaktoren, mit denen die schnellen Neutronen erzeugt werden sollen, und zu den Behandlungsmethoden für die entstehenden radioaktiven Abfälle sind weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten erforderlich.

Sofern sich P&T als technologisch umsetzbar erweist, würde das in der Bundesrepublik Deutschland mit P&T verfolgte Ziel die Verringerung des Gefahrenpotenzials der bis zur Beendigung der Atomenergienutzung angefallenen bestrahlten Brennelemente sein. Die Bundesregierung muss entscheiden, ob die Beteiligung an Forschung und Entwicklung zu P&T bei dieser Randbedingung sinnvoll ist und ggf. wie intensiv diese Beteiligung zukünftig sein soll. Eines der Entscheidungskriterien über diese Beteiligung sollte das Ökotoxizitätspotenzial der Technologie sein.

Aussagen zum Ökotoxizitätspotenzial sind beim gegenwärtigen Entwicklungsstand von P&T schwierig. Für viele der Verfahrensschritte ist beispielsweise die Forschung zu den einzusetzenden Materialien noch nicht abgeschlossen. Das bedeutet bei Forschung und Entwicklung zu P&T steht gegenwärtig nach wie vor die technische Realisierbarkeit im Vordergrund.

Die Literaturrecherche im Rahmen der hier vorgelegten Kurzstudie hat ergeben, dass bisher keine Untersuchungen zur Ökotoxizität bei der Anwendung von P&T durchgeführt worden sind. Lediglich zur Endlagerung gibt es Untersuchungen zu den radiologischen Auswirkungen bezüglich des Gefahrenpotenzials der hochradioaktiven Abfälle.

Auf Grundlage der im Rahmen dieser Kurzstudie zugänglichen Literatur können nur allgemeine qualitative Aussagen zum radiologischen und nichtradiologischen Ökotoxizitätspotenzial gemacht werden. Für konkretere Aussagen zumindest in Teilbereichen wird empfohlen, die Daten bereits betriebener Testeinrichtungen in La Hague (Abtrenntechnik) und Marcoule (Brennelementherstellung) sowie die Genehmigungsunterlagen zum Pilotprojekt MYRRHA auszuwerten.

Als relevant für Aussagen zum nichtradiologischen Ökotoxizitätspotenzial wurden die Wirkfaktoren Ressourcenverbrauch, Einsatz von Gefahrstoffen, Energiebilanz, Flächeninanspruchnahme, Transporte, Abfälle und Störfälle identifiziert. Für diese Faktoren sind Auswirkungen zu erwarten, die über den Einsatz bisheriger Technologien hinausgehen.

Das radiologische Ökotoxizitätspotenzial der für P&T erforderlichen Anlagen ist erheblich. Durch den Umgang mit den abgetrennten Aktiniden, die Alpha-, Gamma- und/oder Neutronenstrahler sind, können erhebliche Strahlenbelastungen von Personal sowie im Fall von Störfällen auftreten. Bei den verschiedenen Abtrennungsprozessen und der Brennelementfertigung existiert im Normalbetrieb ein hohes Freisetzungspotenzial für zum Teil stark radiotoxische Stoffe.

Vor allem für die Abtrennungsprozesse und die Kernumwandlung in Reaktoren sind Störfälle mit katastrophalen Auswirkungen möglich. Für Störfälle mit so hohem Ökotoxizitätspotenzial wird nach dem endgültigen Design der Anlagen zwar eine geringe Wahrscheinlichkeit erreicht werden können, ein Ausschluss wird jedoch nicht möglich sein.

Auch die verbleibenden und durch P&T zusätzlich anfallenden radioaktiven Abfälle haben ein zu berücksichtigendes Ökotoxizitätspotenzial. Das gilt für die Targets aus den Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren, in denen auch langlebige Radionuklide entstehen, aber vor allem auch für die nach den Abtrennungsprozessen verbleibenden Lösungen.

Das Ökotoxizitätspotenzial für die Endlagerung wird durch die nach P&T in den Abfällen nur in geringem Umfang enthaltenen Aktiniden verringert. Dies hat jedoch keinen gravierenden Einfluss auf die möglichen radiologischen Auswirkungen nach Freisetzungen aus dem Endlager in die Biosphäre, denn diese werden durch langlebige Spaltprodukte bestimmt, die durch P&T nicht beseitigt werden können. Darüber hinaus müssen in der Bundesrepublik Deutschland die in der Vergangenheit bei der

Wiederaufarbeitung zu hundert Prozent in den verglasten Abfällen verbliebenen Aktiniden endgelagert werden.

Der durch P&T mögliche geringere Gesamtwärmeeintrag in das Endlager verringert die potenzielle Freisetzung von Radionukliden und sonstigen Schadstoffen ebenfalls nicht nachhaltig. Für die Sicherheit der die Abfälle umgebenden geologischen und technischen Barriere ist der volumenspezifische Wärmeeintrag relevant. Dieser ändert sich jedoch nicht wesentlich durch P&T.

Bei der Entscheidung über P&T müssen unter Berücksichtigung des Ökotoxizitätspotenzials die nach Strahlenschutzverordnung notwendige Rechtfertigung der Anwendung und die Einhaltung des Minimierungsgebotes geprüft werden.

## 1. Einleitung

Im Rahmen von Forschungsprogrammen der Europäischen Union, der Internationalen Atom Energie Organisation (IAEA) und auf anderer Ebene wird gegenwärtig intensiv an der Entwicklung des Konzeptes Abtrennung (Partitioning) und Kernumwandlung (Transmutation) von Radionukliden, kurz P&T, zum Umgang mit bestrahlten Brennelementen gearbeitet. Mit Hilfe dieser Technologie soll der Nachweis für die Langzeitsicherheit eines geologischen Endlagers entlastet werden.

Es stellt sich die Frage, ob bzw. wie intensiv sich die Bundesrepublik Deutschland durch finanzielle Unterstützung an diesen Arbeiten beteiligen sollte. Das Bundesforschungsministerium hat einen Verbund wissenschaftlicher und gutachterlicher Institutionen unter Leitung der acatech beauftragt, fachliche Grundlagen für eine entsprechende Entscheidung zu erarbeiten. In diesem Rahmen erhielt die *intac* GmbH einen Unterauftrag zu Aussagen zum Ökotoxizitätspotenzial von P&T.

Grundlage für die Aussagen soll eine begrenzte Literaturrecherche bzgl. bisheriger Veröffentlichungen zum Ökotoxizitätspotenzial von P&T sein. Die Ergebnisse hierzu sowie die Recherche zu den für P&T vorgesehenen Anlagen und Prozessen als Voraussetzung für Aussagen zum Ökotoxizitätspotenzial werden in Kapitel 3 dargestellt. In Kapitel 4 werden die Ergebnisse der Literaturrecherche auf die P&T-Anlagen bezogen und eigene Überlegungen zum nichtradiologischen und radiologischen Ökotoxizitätspotenzial ausgeführt. Dabei wird das Ökotoxizitätspotenzial hier als umfassender Indikator für die Beeinträchtigung von Mensch und Umwelt verstanden. Inwieweit die Verringerung des Ökotoxizitätspotenzials bei der Endlagerung hochradioaktiver Abfälle durch P&T möglich ist, wird in Kapitel 5 diskutiert. Die Aussagen zum Ökotoxizitätspotenzial in den Kapiteln 4 und 5 werden in Kapitel 6 zu vier vorgegebenen Projektszenarien zum Umfang der Beteiligung der Bundesrepublik Deutschland an Forschung und Entwicklung für P&T in Bezug gesetzt.

In der Bundesrepublik Deutschland ist der Betrieb von Atomkraftwerken zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität mittels Kernspaltung mit Ablauf des Jahres 2022 gesetzlich verboten [ATG 2012]. Zu Atomkraftwerken dieser Art gehören auch die gegenwärtig für die Transmutation in Entwicklung befindlichen kritischen und unterkritischen Reaktortypen. Ebenso dürfen nach Atomgesetz keine Anlagen zur Aufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe genehmigt werden, wie sie zur Abtrennung der Actiniden erforderlich sind. Nach diesen gesetzlichen Vorgaben ist die Umsetzung

des bisherigen P&T-Konzept auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland nicht zulässig. In der hier vorgelegten Kurzstudie zu Aussagen über das Ökotoxizitätspotenzial wird diese Gesetzeslage nicht problematisiert, da Forschung und Entwicklung zu P&T auf europäischer Ebene betrieben werden und hier die Auswirkungen in Bezug auf vier Beteiligungsszenarien beschrieben werden sollen.



## **2. Grundsätzliches zu P&T**

Die Abtrennung und Umwandlung (Partitioning und Transmutation, P&T) von Radionukliden ist eine der international diskutierten Optionen zum Umgang mit hochradioaktiven bestrahlten Brennelementen aus Leichtwasserreaktoren und anderen Reaktortypen. Ziel ist es, aus diesem hochradioaktiven Abfall möglichst viele der langlebigen Radionuklide abzutrennen und diese in einem Reaktor durch Kernreaktionen möglichst weitgehend in stabile oder kurzlebige Nuklide umzuwandeln. Nach gegenwärtigem Stand von Wissenschaft und Technik wird sich dies auf die Aktiniden beschränken.

Der erste Schritt für P&T ist auf jeden Fall die Separierung langlebiger Radionuklide sortenrein oder in Fraktionen. Dies soll in mehreren unterschiedlichen Prozessen erfolgen, die zum Teil mit der jetzigen Wiederaufarbeitung von Uran und Plutonium vergleichbar sind. Um einen ausreichenden Abtrenngrad zu erreichen, müssen die Prozesse nach gegenwärtigem Stand von Wissenschaft und Technik jeweils mehrfach durchlaufen werden.

Die abgetrennten Radionuklide oder Fraktionen von ihnen werden dann zu unterschiedlichen Brennelementen verarbeitet, die in verschiedenen Reaktortypen eingesetzt werden. Die in den Brennelementen enthaltenen Radionuklide sollen mit thermischen Neutronen in Leichtwasserreaktoren bzw. mit schnellen Neutronen in Schnellen Neutronen Reaktoren oder Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren umgewandelt werden. Zur Erreichung eines hohen Kernumwandlungsgrades ist nach gegenwärtigem Stand auch hier ein mehrmaliger Durchlauf der abgetrennten Radionuklide oder Radionuklidfraktionen durch den Reaktor erforderlich.

Für den Einsatz Beschleuniger-gesteuerter Reaktoren ist zusätzlich die Fertigung von so genannten Targets erforderlich, in denen die zur Kernumwandlung benötigten Neutronen beim Auftreffen eines beschleunigten Protonenstrahls erzeugt werden. Die Targets befinden sich in unmittelbarer Nähe der Brennelemente und werden durch Aktivierung und Kontamination radioaktiv belastet. Deshalb muss auch das Targetmaterial nach einer bestimmten Zeit – soweit möglich – wiederaufgearbeitet und die radioaktiven Anteile schließlich endgelagert werden.

In allen für P&T benötigten Anlagen fallen zu den bereits durch Betrieb, Stilllegung und Entsorgung der in der Bundesrepublik betriebenen Leichtwasserreaktoren an-

gefallenen zusätzliche radioaktive Abfälle an, die ebenfalls konditioniert und in ein geologisches Endlager verbracht werden müssen. Es handelt sich hauptsächlich um schwach- und mittelradioaktive Abfälle, für die keine Transmutation möglich ist.

Die Abtrennung und Umwandlung von langlebigen Radionukliden in hochradioaktiven Abfällen kann positive und negative Auswirkungen für Mensch und Umwelt haben. Die Kompensation negativer Einwirkungen durch positive Effekte muss bei einer Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland die nationale Situation mit der gesetzlich festgelegten Beendigung der Atomenergienutzung berücksichtigen. Für die Bundesrepublik könnte also lediglich die Verringerung des Gefahrenpotenzials der bis 2022 angefallenen bestrahlten Brennelemente relevant sein.

### **3. Ergebnisse der Literaturrecherche**

Es wurde auftragsgemäß eine begrenzte Literaturrecherche im Internet durchgeführt. Die dabei berücksichtigten Pfade sind in Anhang 1 aufgeführt. Die Literaturrecherche hatte zwei Ziele:

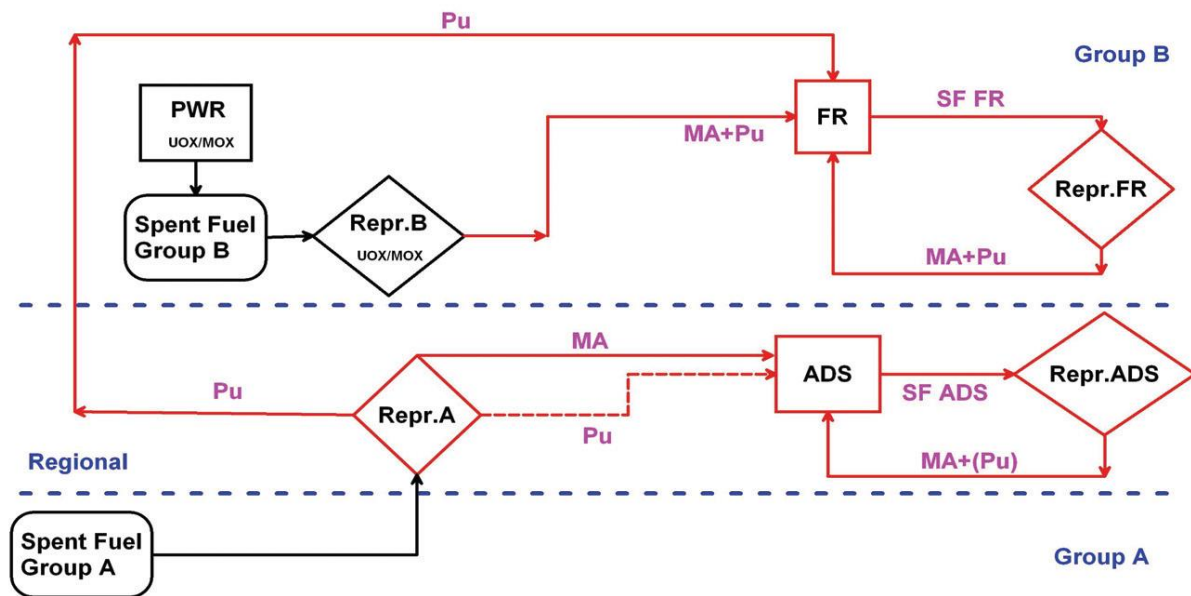
- ◆ Identifizierung aller mit Bezug auf die Bundesrepublik Deutschland für P&T erforderlichen Anlagen und Verfahrensprozesse, um das Ökotoxizitätspotenzial darstellen zu können.
- ◆ Erfassung aller in der Literatur identifizierbaren Angaben zu Umweltauswirkungen durch Betrieb und Stilllegung der P&T-Anlagen sowie Umweltauswirkungen nach Störfällen in diesen Anlagen.

Die Forschung und Entwicklung zu Abtrennung und Kernumwandlung von Radionukliden wird wesentlich von der Europäischen Kommission im Rahmen ihrer Forschungsprogramme sowie darüber hinaus durch entsprechende Programme der IAEA gefördert. Zusätzlich gibt es verschiedene nationalstaatliche Programme vor allem in Japan, Indien, Russische Föderation, USA und Frankreich.

#### **3.1 Allgemeine Rechercheergebnisse zu P&T-Anlagen und zu Verfahrensprozessen**

Aus der zugänglichen Literatur lässt sich kein geschlossenes Konzept für die Radionuklid-Abtrennung, die Target- und Brennelementfertigung, die Kernumwandlung, die Konditionierung der verbleibenden radioaktiven Abfälle sowie den Umgang mit den entstehenden chemotoxischen Stoffen entnehmen. Es gibt allenfalls für einzelne Prozesse ein Referenzkonzept, zu dem parallel andere Lösungen weiter verfolgt werden. Darüber hinaus sind die Bedürfnisse der an Forschung und Entwicklung von P&T beteiligten Staaten unterschiedlich, so dass nicht ein Konzept das Ziel ist, sondern sowohl die konkreten Prozesse als auch die tatsächliche Anwendung unterschiedlich sein werden.

Für einen Teil der Staaten in der Europäischen Union, die gegenwärtig Atomenergie nutzen, wurde ein grober Ablauf für Abtrennung und Kernumwandlung konzipiert [ROMANELLO 2009]. Die erforderlichen Anlagen sollen jeweils von allen beteiligten Staaten genutzt werden. Voraussetzung ist, dass P&T überhaupt technologisch umsetzbar ist. Als Zeithorizont ist für den Abschluss der Umwandlung aller Aktiniden aus Staaten, die nicht auf Dauer Atomenergie nutzen wollen, das Jahr 2090 vorgesehen. Der Ablauf ist in Abbildung dargestellt.



**Abbildung: Ablaufdiagramm für Abtrennung und Kernumwandlung in Staaten der Europäischen Union [ROMANELLO 2009].**

Repr.=Abtrennungsanlage, ADS=Beschleuniger-gesteuerter Reaktor,  
FR= Schnelle Neutronen Reaktor, SF=bestrahlte Brennelemente,  
MA=Minore Aktinide (Np, Am, CM)

Die Bundesrepublik Deutschland gehört nach den vorstehenden Ausführungen zu den in Abbildung 1 Gruppe A genannten Staaten. Das heißt, dass sich Überlegungen zu P&T nur auf den Umgang mit den bis zum Jahr 2022 in Deutschland angefallenen bestrahlten Brennelementen beziehen, die noch nicht wiederaufgearbeitet wurden. Deshalb ist nach dem Jahr 2022 der Betrieb von Leichtwasserreaktoren nicht mehr relevant (im Gegensatz zu anderen Staaten). Das bedeutet, der Wiedereinsatz von Uran und Plutonium nach einer Wiederaufarbeitung bzw. Abtrennung von Uran und Plutonium in Reaktoren dieser Art wird nicht Teil eines auf die BRD zugeschnittenen Konzepts sein. Deshalb werden Leichtwasserreaktoren in der hier vorgelegten Ersteinschätzung zum Ökotoxizitätspotenzial von P&T nicht mehr berücksichtigt.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt wahrscheinlich ist jedoch neben dem Einsatz von Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren (ADS), die Kernumwandlung von aus den deutschen Brennelementen abgetrenntem Plutonium in Schnelle Neutronen Reaktoren (FR). Diese sind deshalb für das Ökotoxizitätspotenzial von P&T in Bezug auf die Bundesrepublik ebenso zu berücksichtigen, wie die Abtrennungsanlagen für die be-

strahlten Brennelemente aus den Leichtwasserreaktoren (entsprechen den gegenwärtigen Wiederaufarbeitungsanlagen für Plutonium und Uran) sowie für die in FR und in ADS eingesetzten Brennelemente.

Außerdem (in Abbildung 1 nicht als Anlagentypen dargestellt) müssen für das Ökotoxizitätspotenzial die Anlagen zur Brennelementfertigung für FR und ADS sowie zur Targetfertigung für ADS berücksichtigt werden. Ebenso nicht im Ablaufdiagramm enthalten sind die Anlagen zur Behandlung der abgetrennten langlebigen Spaltprodukte, der nach den Abtrennungsvorgängen verbleibenden Lösungen mit den Aktivierungs- und übrigen Spaltprodukten sowie der Betriebs- und Stilllegungsabfälle aus allen benötigten Anlagen. Zu den Abfallbehandlungsanlagen werden hier auch die Zwischenlager für die radioaktiven Abfälle gezählt, von denen für P&T mehr und über einen längeren Zeitraum benötigt werden als dies für die Direkte Endlagerung der Fall ist. Für die Zwischenlagerung der bestrahlten Brennelemente besteht bei Realisierung des oben genannten optimistischen Zeitplanes bezüglich Umweltbelastungen und Dauer dieser Belastungen kein wesentlicher Unterschied zwischen P&T und Direkter Endlagerung.

Der Literatur ist nicht zu entnehmen, wo das aus den bestrahlten Brennelementen der Bundesrepublik abgetrennte Uran verbleiben soll. Eine Transmutation ist aus kernphysikalischen Gründen nicht sinnvoll. Es ist nach erster Einschätzung auch nicht davon auszugehen, dass es vollständig als Trägermaterial der Brennelemente in Reaktoren eingesetzt werden kann. Der Umfang der Verwendung von Uran als Trägermaterial für die verschiedenen Stufen des Reaktoreinsatzes bei P&T steht auch noch nicht fest. Das kann bedeuten, dass das aus der ersten Abtrennungsstufe bei P&T aus deutschen Brennelementen stammende Uran zwischengelagert, konditioniert und endgelagert werden muss. Hierfür gibt es auch in der Literatur Hinweise [ZERRIFI 2005].

### **Abtrennungsanlagen und -prozesse**

Für die Abtrennung von unterschiedlichen Radionuklidsorten aus der Kernbrennstofflösung werden nach gegenwärtigem Stand auch unterschiedliche Prozesse benötigt. Weltweit werden hierzu 23 verschiedene Prozesse untersucht [IAEA 2008]. Nach Stand von Wissenschaft und Technik ist nicht davon auszugehen, dass die Abtrennung aller gewünschten Radionuklidsorten mit einem Prozess möglich ist. Die Abtrennungsprozesse müssen nach gegenwärtigem Stand jeweils mehrere Male durchlaufen werden, um einen ausreichenden Abtrenngrad zu erreichen. Die am weitesten entwickelten Prozesse lassen sich grob in zwei Klassen einteilen:

- ◆ Hydrometallurgischer Prozess (in wässriger Lösung) mit unterschiedlichen Extraktionsmitteln.
- ◆ Pyrometallurgischer Prozess (thermochemische Prozesse).

Eine mögliche hydrometallurgische Prozesskette beginnt mit dem in Europa schon bisher bei der so genannten Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen eingesetzten PUREX-Prozess, der allerdings weiter entwickelt werden muss. Mit ihm sollen Uran und Plutonium sowie in weiteren Schritten Neptunium abgetrennt werden. Aus der verbleibenden Lösung ist die Abtrennung der Spaltprodukte mit dem DIAMEX-Prozess vorgesehen. Schließlich soll mit dem SANEX-Prozess die Trennung der Lanthanide von Americium und Curium erfolgen. Die Extraktionsmittel für diese Prozesse sind tri-n-butyl-phosphat mit Kerosin verdünnt (für PUREX), N,N'-dimethyl-N,N'-dibutyl-2-tetradecyl-malonamide (für DIAMEX) und 2,6-di(5,6-dipropyl-1,2,4-triazin-3-yl)pyridine oder di(chlorophenyl) dithiophosphinic acid + tri-noctylphosphine oxide (für SANEX) [GOMPPER 2006].

Beim pyrometallurgischen Prozess werden die Radionuklide in einer Salzschnmelze durch Elektrolyse bei unterschiedlichen Stromstärken getrennt. Die Forschung an pyrometallurgischen Prozessen wird von der EU mit geringerer Priorität betrieben als an hydrometallurgischen Prozessen [HUGON 2000].

Die über die Aktinidenabtrennung hinausgehende Separierung von langlebigen Spaltprodukten ist wahrscheinlich möglich, aber noch nicht sicher. Hierzu sind noch verstärkte Forschungs- und Entwicklungsarbeiten erforderlich. Eine Kernumwandlung kommt für diese Spaltprodukte entgegen früherer Absichten jedoch nicht mehr infrage, da in den durchgeführten Untersuchungen keine hierfür geeigneter Prozesse identifiziert werden konnten. Nunmehr ist ggf. die Einbindung in auslaugbeständigen Materialien und deren Endlagerung vorgesehen [BOSBACH 2012].

Zur Abtrennung bzw. Wiederaufarbeitung gehört allerdings mehr als nur der oben dargestellte Prozess. Zunächst müssen die angelieferten Brennelemente zerlegt, zerschnitten und die zerschnittenen Brennstäbe mit den enthaltenen Kernbrennstoffen bzw. Aktiniden aufgelöst werden. Dies geschieht zum Beispiel mit hochsaurer Salpetersäure. Nach der Abtrennung muss die Aktinidenlösung gereinigt und denitriert werden. Hierfür sind eigene Anlagen erforderlich. Bei jedem Abtrennungsprozess fallen darüber hinaus hoch-, mittel- und schwachradioaktive Abfälle an [IAEA 2004].

Nach gegenwärtigem Stand sind auf jeden Fall zwei oder mehr Abtrennungszyklen sowie bspw. beim Beschleuniger-gesteuerten Reaktor ein 3-facher Einsatz zur Kernumwandlung erforderlich [TRELLE 2003].

### **Reaktoren zur Kernumwandlung**

Die Kernumwandlung soll in verschiedenen Reaktortypen erfolgen. In der Europäischen Union wird hier hauptsächlich zu folgenden Reaktortypen geforscht [FP7 2012]:

- ◆ Natrium-gekühlter Schnelle Neutronen Reaktor,
- ◆ Gas-gekühlter Schnelle Neutronen Reaktor,
- ◆ Blei-gekühlter Schnelle Neutronen Reaktor,
- ◆ Blei-Wismut-gekühlte Beschleuniger-gesteuerte Reaktoren.

Die Bundesrepublik Deutschland ist über den Haushalt der Europäischen Union an allen oben genannten Forschungsprojekten beteiligt. In den bundesdeutschen Forschungszentren und Universitäten wird gegenwärtig hauptsächlich zu den Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren (Accelerator-Driven-System, ADS) geforscht. Hier sind zwei Konzepte zu nennen:

- ◆ Das Flüssigmetall-gekühlte ADS-Projekt MYRRHA (Mult-purpose hybrid research reactor for high-tech applications).
- ◆ Das Gas-gekühlte ADS-Projekt AGATE (Advanced Gas-cooled Accelerator-driven Transmutation Experiment).

Das ADS-Projekt MYRRHA ist allerdings schon wesentlich weiter fortgeschritten. In Mol (Belgien) wird gegenwärtig als europäisches Gemeinschaftsprojekt ein Pilotreaktor gebaut.

### **Transmutationsbrennelemente**

Die abgetrennten Aktiniden werden zu neuen Brennelementen verarbeitet. Der Radionuklidvektor und das benutzte Trägermaterial hängen vom zur jeweiligen Transmutationsstufe vorgesehenen Reaktortyp ab. Deshalb sind auch mindestens drei Typen von Brennelementfertigungsanlagen erforderlich.

Soll Plutonium in Schnellen Reaktoren umgewandelt werden, sind hierfür – mindestens für die ersten Jahrzehnte des Transmutationseinsatzes – Mischoxid-(MOX-)Brennelemente aus Uran und Plutoniumoxid vorgesehen. Dabei ist der Anreicherungsgrad von Plutonium unterschiedlich und deutlich höher als bei den gegenwärtig in der EU eingesetzten MOX-Brennelementen.



Für den Einsatz von Brennelementen mit den Aktiniden in Schnelle Neutronen Reaktoren wird als Trägermaterial mit Magnesium-, Aluminium- und Yttrium-basierten Oxiden (Keramiken), Titan-Nitrid sowie den Metallen Wolfram, Niob, Chrom und Vanadium experimentiert [BONNEROT 2007].

Als Trägermaterial für den Brennstoff (Actiniden) in ADS werden Zirkondioxid, Magnesiumoxid und Molybden [SUZUKI 2005] sowie Yttrium- und Aluminiumoxide [NEA 2005] untersucht.

### **Spallationstargets für Beschleuniger-gesteuerte Reaktoren**

Für das MYRRHA-Projekt ist ein flüssiges Blei-Wismut-Eutektikum als Target vorgesehen, das gleichzeitig Kühlmittel für den Reaktor ist.

Im gasgekühlten ADS-Projekt AGATE wird ein festes Wolfram-Target, bestehend aus mehreren dünnen Scheiben, zur Erzeugung der Neutronen eingesetzt. Das Target muss nach einer bestimmten Einsatzzeit ausgewechselt werden.

### **Behandlung des radioaktiven Abfalls**

Für die Konditionierung der nach gegenwärtigem Stand abtrennbaren, aber nicht ausreichend umwandelbaren langlebigen Spaltprodukte (I-129, TC-99, Cs-135) wird deren Einbindung in Gläser oder Keramiken als auslaugbeständige Matrix diskutiert. Bei den Keramiken handelt es sich um Gadolinium-, Zirkon- und Monazit-basierte Verbindungen [BOSBACH 2012].

Der Umgang mit radioaktiven und nicht mehr einsetzbaren Targetmaterialien wird in der zugänglichen Literatur nicht problematisiert.

Zu radioaktiven Betriebs- und Stilllegungsabfällen in Abtrennungsanlagen, Reaktoren sowie Brennelement- und Targetfertigungsanlagen sind der Literatur keine Angaben zu entnehmen.

## **3.2 Literaturangaben zu Umweltauswirkungen von P&T**

Bei der Forschung und Entwicklung zu P&T steht die technologische Realisierbarkeit eindeutig im Vordergrund. Bezüglich Umweltauswirkungen wird in der Literatur häufig auf die Beseitigung langlebiger Aktiniden und damit verbundene positive Auswirkungen für den Langzeitsicherheitsnachweis von Endlagern hingewiesen. Hierauf wird in Kapitel 5 der hier vorgelegten Kurzstudie eingegangen.



Umweltauswirkungen durch Betrieb und Stilllegung von P&T-Anlagen werden in der zugänglichen Literatur nur in sehr geringem Umfang betrachtet. Das 7. Rahmenprogramm der Europäischen Kommission (Seventh Framework Program, FP 7) enthält zur Untersuchung von Umweltaspekten keine Hinweise [FP7 2009, 2010, 2012]. Dies gilt noch mehr für Auswirkungen von Störfällen.

Im Rahmen der hier durchgeführten Literaturrecherche konnten, von den postulierten positiven Auswirkungen für die Endlagerung abgesehen, nur wenige Aussagen zu den Auswirkungen von P&T auf Mensch und Umwelt identifiziert werden. Sehr allgemein wird das Thema in Bezug auf das IAEA-Forschungsprogramm CRP abgehandelt [AHN 2007]. Die Aussagen sind für das hier zu betrachtende Ökotoxizitätspotenzial nur begrenzt brauchbar. Ansätze zu Umweltauswirkungen bzgl. der europäischen P&T-Entwicklung enthalten ein älterer NEA-Report [NEA 1999] und der 2008 veröffentlichte „Red-Impact“-Report [JÜL 2008]. Diese sind jedoch auf einen Teil der radiologischen Aspekte beschränkt. Außerdem werden in ihnen verschiedene Szenarien der Atomenergienutzung (Einsatz verschiedener Reaktortypen, mit und ohne Wiederaufarbeitung, mit und ohne P&T) miteinander verglichen und weltweit betrachtet. Dabei wird eine Normierung auf eine Einheit der durch Kernspaltung produzierten Elektrizität vorgenommen. Insofern sind die Daten für den Zweck der hier vorgelegten Studie überwiegend nicht nutzbar. Die Angaben werden soweit sinnvoll in Kapitel 4 dargestellt.

In der Bundesrepublik Deutschland werden in den an Forschung und Entwicklung zu P&T beteiligten Institutionen gegenwärtig keine Untersuchungen zu Umweltauswirkungen durchgeführt, da die generelle Realisierbarkeit der einzelnen Verfahrensschritte für P&T im Vordergrund des Interesses steht [KNEBEL 2013].

## 4. Ökotoxizitätspotenzial von P&T

Der Begriff Ökotoxizitätspotenzial wird hier in Orientierung an die Basler Konvention, Anlage III [BASEL 1989] verwendet. Danach werden unter Ökotoxizität Substanzen oder Abfälle verstanden, die – wenn freigesetzt – eine sofortige oder verzögerte schädliche Auswirkung auf die Umwelt durch Bioakkumulation und/oder toxische Wirkungen auf biotische Systeme haben können. Zudem werden andere nichtbiotische Schutzgüter unter dem Begriff subsumiert. Unter Ökotoxizität wird also nicht nur die direkte (krankhafte) Veränderung durch radiologische oder chemische Vorgänge verstanden, sondern alle sich insgesamt auf Mensch und Umwelt (Ökosystem) nachteilig auswirkende Faktoren.

Bei der Forschung und Entwicklung zu P&T steht gegenwärtig die technische Realisierbarkeit eindeutig im Vordergrund. Zu den meisten Elementen eines großtechnischen P&T-Systems wird noch zu verschiedenen Optionen für die konkrete Umsetzung geforscht. Das heißt, für jede Verfahrensstufe ist die technische Umsetzung noch festzulegen. Erst auf dieser Grundlage kann das Ökotoxizitätspotenzial dann überhaupt ermittelt werden. Eine belastbare quantitative Abschätzung möglicher radiologischer und nichtradiologischer Auswirkungen ist im gegenwärtigen Stadium deshalb grundsätzlich äußerst problematisch und wenn überhaupt nur im Rahmen einer groß angelegten Studie möglich. Selbst qualitative Aussagen zum Ökotoxizitätspotenzial sind zum gegenwärtigen Entwicklungsstand von P&T nur unzureichend möglich.

In der für diese Studie verfügbaren Literatur sind Angaben zu Auswirkungen auf Mensch und Umwelt durch P&T (mit Ausnahme in Bezug auf Endlagerung) kaum enthalten. Im Rahmen der hier vorgelegten Studie kann deshalb lediglich Bezug auf in Betrieb befindliche Anlagen mit ähnlichen Aufgaben genommen werden. Eine geschlossene Aussage zum Ökotoxizitätspotenzial von P&T kann hier nicht erfolgen.

Eine konkretere Abschätzung zum Ökotoxizitätspotenzial eines Teils von möglichen Verrahensschritten in einem P&T-Konzept könnte mit Hilfe von Betriebsdaten der Versuchsanlagen zur Abtrennung von Aktiniden in La Hague und zum Brennelementeinsatz in Marcoule sowie von Daten aus den Genehmigungsunterlagen zum ADS-Pilotprojekt MYRRHA erreicht werden. Zusätzliche Informationen können wahrscheinlich auch durch Auswertung der den Aussagen im Red-Impact-Report [JÜL 2008] zugrundeliegenden „Urdaten“ gewonnen werden. Im Rahmen der hier

vorgelegten Studie sind aufwändige Auswertungen dieser Art nicht möglich, und entsprechende Daten waren auch nicht zugänglich.

Bei einer Bewertung des Ökotoxizitätspotenzials müssen auch positive Auswirkungen für andere Anlagen oder Prozesse in der gesamten Kette der Atomenergienutzung berücksichtigt werden. Positive Auswirkungen kann P&T für den Uranabbau und die Uranaufbereitung haben. Für die Erzeugung der gleichen Elektrizitätsmenge wird mit P&T weniger Natururan benötigt. Dies verringert beispielsweise in erheblichem Umfang [NEA 1999] die Kollektivdosis für das mit Uranabbau und -aufbereitung beschäftigte Personal. Die Betrachtungen der NEA unterstellen jedoch eine zeitlich unbegrenzte Nutzung der Atomenergie. Für die hier in Bezug auf die Bundesrepublik Deutschland durchgeführte Betrachtung ist dies jedoch irrelevant, da wegen der gesetzlich festgelegten Beendigung der Atomenergienutzung kein Natururan mehr benötigt wird.

Die Auswirkungen für die Endlagerung werden wegen der besonderen Bedeutung als Hauptbegründung für P&T separat in Kapitel 5 diskutiert.

Im weiteren Sinne gehört, wegen der möglichen Folgen der Abzweigung von Kernbrennstoffen, auch die Proliferation zum Ökotoxizitätspotenzial. Durch die weitgehende Vernichtung der Atombomben tauglichen Stoffe (hauptsächlich Pu-239, Pu-241, Np-237, Am-241) bei P&T wird die Proliferationsgefahr für das Endlager stark verringert. Dem steht aber während der Durchführung von P&T eine drastische Erhöhung der Proliferationsgefahr gegenüber. Die Kernbrennstoffe liegen in dieser Zeit in leicht zugänglicher und vor allem auch in reiner Form vor. Insgesamt ist deshalb das Proliferationspotenzial bei P&T höher einzuschätzen als für die Direkte Endlagerung [LYMAN 2008]. Auf Proliferation wird im Folgenden nicht weiter eingegangen.

Im Folgenden werden die nichtradiologischen und die radiologischen Aspekte zum Ökotoxizitätspotenzial der obertägigen Abläufe getrennt betrachtet.

#### **4.1 Nichtradiologisches Ökotoxizitätspotenzial von P&T**

Das nichtradiologische Ökotoxizitätspotenzial wird hier aufgrund des gegenwärtigen Entwicklungsstandes für das Gesamtkonzept P&T betrachtet, also nicht für einzelne Anlagen oder Prozesse. Außerdem sind nur sehr allgemeine Aussagen möglich.

Das Ökotoxizitätspotenzial ergibt direkt Aussagen zur Umweltverträglichkeit. Die im Folgenden als zu berücksichtigen genannten Schutzgüter und Expositionspfade ori-

entieren sich an dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) in der Fassung vom 24.02.2010 (zuletzt geändert am 21.01.2013). Danach sind Schutzgüter:

1. Menschen, einschließlich der menschlichen Gesundheit, Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt,
2. Boden, Wasser (Grund- und Oberflächenwasser), Luft, Klima und Landschaft,
3. Kulturgüter und sonstige Sachgüter sowie
4. die Wechselwirkung zwischen den vorgenannten Schutzgütern.

Für die unter 1. aufgeführten Schutzgüter sowie Boden, Wasser und Luft müssen alle potenziellen Expositionspfade geprüft werden. Es sind dies üblicherweise: Luftpfad, Wasserpfad, Ingestion, Verschleppung von Schadstoffen sowie zusammengesetzte Pfade. Bei den Schutzgütern Klima, Landschaft, Kulturgüter und sonstige Sachgüter können die Expositionspfade ebenfalls wirksam sein. Beim Schutzgut Boden sind darüber hinaus der Flächenverbrauch, die Wertigkeit der verbrauchten Fläche und weitere Effekte zu untersuchen. Beim Schutzgut Wasser sind auch die Gewässergüte sowie andere Qualitätsmerkmale (z.B. Naturnähe) zu berücksichtigen. Weitere Auswirkungen hängen von dem jeweiligen Anlagentyp bzw. Prozessschritt und seinem spezifischen Standort ab und müssen jeweils speziell überprüft werden.

Im Folgenden werden hier für das Ökotoxizitätspotenzial von P&T nur die Wirkfaktoren betrachtet, die im Vergleich zu anderen Industrieanlagen aus heutiger Sicht während der Betriebsphase eine besondere Bedeutung haben. Es handelt sich insbesondere um Faktoren, die wegen ihrer Menge, ihres Gefährdungspotenzials oder ihrer Bedeutung für die grundsätzliche Entscheidung zu P&T relevant sind.

## **Ressourcen**

P&T verursacht aufgrund der Vielzahl benötigter Anlagen, Systeme und Verfahrensprozesse für Errichtung und Betrieb einen hohen Rohstoffverbrauch. Dies gilt zum Beispiel für Metalle und hier insbesondere begrenzt vorhandene oder nur mit hohem energetischen und sonstigen Aufwand verfügbar zu machende Metalle.

## **Gefahrstoffe**

Bei P&T werden in allen benötigten Verfahrensschritten zum Teil in erheblichen Mengen Stoffe mit schädlichen Eigenschaften für Mensch und Umwelt eingesetzt.

Für die Auflösung der bestrahlten bzw. zur Abtrennung der Aktiniden eingesetzten Brennelemente müssen aggressive Säuren (für die Leichtwasserreaktorbrennele-

mente hochsaure Salpetersäure) eingesetzt werden. Für deren Herstellung, Einsatz und Transport sind erhöhte Sicherheitsanforderungen einzuhalten.

Für Spül- und Dekontaminationsmaßnahmen werden in allen P&T-Anlagen Chemikalien eingesetzt (z.B. verdünnte Salpetersäure und Natronlauge)

Die Umwelttoxizität der in Kapitel 3.1 für die Abtrennung von den Aktiniden genannten Extraktionsmittel sowie deren Herstellungsprozess können im Rahmen dieser Studie nicht bewertet werden, müssen aber ebenfalls unter Gefahrstoffaspekten betrachtet werden.

Für den Pilotreaktor MYRRHA ist als Kühlmittel und Target ein flüssiges Blei-Wismut-Eutektikum vorgesehen. Dies wirkt hoch korrosiv. Zudem wird bei Gewinnung, Verarbeitung und Entsorgung in verschiedener Form Blei freigesetzt, das als Schwermetall chemotoxisch ist.

## **Energie**

Wenn P&T großtechnisch umgesetzt werden kann, soll nach gegenwärtigem Planungsstand durch die Transmutation mehr Strom produziert werden als durch P&T verbraucht wird. Da auf die Bedürfnisse der Bundesrepublik bezogen die Laufzeit der Transmutationsanlagen beschränkt sein wird, ist allerdings zu fragen, ob der Gesamtenergienettogewinn durch den Verbrauch der Energie für Bau, Betrieb und Stilllegung der Anlagen sowie für Behandlung von Abfällen aller Art und Verfügbarmachung der benötigten Stoffe (Chemikalien, Metalle) realisierbar ist.

## **Stoffliche Emissionen**

Die nichtradioaktiven stofflichen Emissionen dürften aufgrund der Vielzahl von Anlagen und Prozesse erheblich sein. Hierzu sind im Rahmen dieser Studie aber keine belastbaren Aussagen möglich.

## **Treibhausgas (Klima).**

Wird ein Nettoelektrizitätsgewinn durch P&T vorausgesetzt, führt dies in diesem Bezug zu einer Stromproduktion ohne CO<sub>2</sub>-Ausstoß. In wieweit dies für die Bundesrepublik als Einsparung gewertet werden kann, hängt allerdings vom Stand des Einsatzes regenerativer Energien und dazu gehöriger Speichertechnologien zu dem Zeitpunkt ab, an dem die Transmutation im großtechnischen Maßstab eingesetzt werden kann. Da dies erst in (wahrscheinlich deutlich) mehr als 30 Jahren der Fall sein wird, ist die Gewinnung von Energie aus regenerativen Quellen auch viel weiter entwickelt.

Der Einsatz dieser Technologie kann mit einem geringeren Ökotoxizitätspotenzial erfolgen.

## **Transporte**

Zum Einsatz von P&T sind von jedem in Kapitel 3 genannten Anlagentyp mehrere Großanlagen erforderlich. Da es sich bspw. für die EU unter anderem wegen der hohen Realisierungskosten um ein Gemeinschaftsprojekt handeln wird, werden nicht alle Anlagen in einem Staat errichtet werden. Dadurch werden lange Transportwege entstehen. Die Zahl der Transporte ist in Bezug auf die aus der Bundesrepublik Deutschland zu ver- bzw. bearbeitenden Stoffe wegen der festen Brennelementmenge zwar begrenzt, aber trotzdem erheblich. Es sind mehrere tausend Transporte nur allein der radioaktiven Stoffe erforderlich. Schon die Transportzahl für die deutschen bestrahlten Brennelemente zur ersten Abtrennungsanlage beträgt mindestens 1.100.

Durch Transporte werden Rohstoffe verbraucht und wird die Abgabe von Schadstoffen (z.B. Ruß, Stickoxide, Kohlenmonoxid) und Lärm verursacht.

## **Flächeninanspruchnahme und -versiegelung**

Die Inanspruchnahme von Flächen ist u.a. im Hinblick auf die Versiegelung des Bodens und der konkurrierenden Nutzung zu bewerten. Für P&T ist eine Vielzahl von Anlagen erforderlich. Eine Angabe, welche Fläche hierfür in Anspruch genommen werden wird, kann hier nicht erfolgen. Die folgenden Beispiele belegen aber einen erheblichen Flächenverbrauch.

Für den Pilotreaktor MYRRHA wird allein mit dem Reaktorgebäude eine Fläche von 99 m x 84 m bebaut. Die Beschleunigungsstrecke für den Protonenstrahl ist mehr als 100 m lang und Nebengebäude werden etwa 20.000 m<sup>2</sup> belegen [ABDERRAHIM 2010]. Insgesamt werden bereits durch diese Forschungsanlage mehr als 30.000 m<sup>2</sup> Fläche in Anspruch genommen. Nach vorliegenden Skizzen würde ähnliches auch für das Projekt AGATE gelten [INBK 2011].

Eine großtechnische Anlage dürfte einen deutlich höheren Bedarf haben. Allein die zusätzlich erforderlichen Lagergebäude werden die versiegelte Fläche erheblich vergrößern.

Der Komplex der Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague belegt eine Fläche von mehr als 3 km<sup>2</sup> [SCHNEIDER 2010].

## **Störfälle**

In allen für P&T benötigten Anlagen werden bei Störfällen nicht nur radioaktive Stoffe freigesetzt, sondern auch chemotoxische bzw. andere z.B. hochreaktive Gefahrstoffe.

## **Abfälle**

Es ist davon auszugehen, dass in den verschiedenen Anlagen des P&T-Systems in großen Mengen chemotoxische und wassergefährdende Stoffe eingesetzt werden bzw. anfallen. Diese müssen gesondert entsorgt werden.

## **4.2 Radiologisches Ökotoxizitätspotenzial von P&T**

Für das radiologisch bedingte Ökotoxizitätspotenzial sind folgende Wirkfaktoren relevant:

- ◆ Emissionen radioaktiver Stoffe mit der Abluft im Normalbetrieb,
- ◆ Emissionen radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser im Normalbetrieb,
- ◆ Direktstrahlung (Anlagen und Transporte) und
- ◆ Störfälle.

Die zu betrachtenden Schutzgüter sind

1. Menschen, einschließlich der menschlichen Gesundheit, Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt,
2. Boden, Wasser und Luft.

Bei der Betrachtung der Strahlenbelastungen von Menschen ist zu unterscheiden zwischen Personen der allgemeinen Bevölkerung und dem in den Anlagen beschäftigten Personal. Auswirkungen auf die anderen Schutzgüter sind gesondert zu betrachten.

Es ist darauf hinzuweisen, dass das Ökotoxizitätspotenzial nicht als unbedenklich anzusehen ist, wenn für dessen Wirkung die Einhaltung der Grenz- bzw. Störfallplanungswerte der Strahlenschutzverordnung ermittelt wird. Nach Strahlenschutzverordnung gilt das Rechtfertigungsgebot (§ 4) und das Minimierungsgebot (§ 6) [STRLSCHV 2001]. Dieser Maßstab bezieht sich jedoch lediglich auf Menschen. Andere Schutzgüter wie beispielsweise Wasser sind dadurch nicht abgedeckt. Hier ist das Wasserhaushaltsgesetz heranzuziehen, nach dem keine nachteilige Veränderung der Gewässereigenschaften auftreten darf (§ 5) [WHG 2009].



In Bezug auf die Bevölkerung ist es nicht zielführend, Angaben für die Strahlenbelastung einzelner Personen oder zu Kollektivdosen zu machen. Die Höhe der Strahlenbelastungen hängt sehr stark vom Standort und den dortigen Verhältnissen sowie der zu unterstellenden Entfernung ab. Deshalb sind Emissionsdaten aussagekräftiger.

Das Ökotoxizitätspotenzial wird im Folgenden getrennt nach P&T-Verfahrensschritt betrachtet. Dabei werden die radioaktiven Abfälle wegen ihrer übergreifenden Bedeutung getrennt betrachtet.

### **Ökotoxizitätspotenzial bei Abtrennung**

Für die Abtrennung der Aktiniden aus den bestrahlten Brennelementen als Voraussetzung für deren möglichst weitgehende Kernumwandlung sind drei Abtrennstufen erforderlich:

1. Abtrennung aller Aktiniden aus Leichtwasserreaktorbrennelementen
2. Abtrennung von Plutonium und neu entstandenen Aktiniden aus den Brennelementen der Schnellen Neutronen Reaktoren
3. Abtrennung von Aktiniden aus den Brennelementen der Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren

Bei einer Realisierung von P&T im gegenwärtig auf wissenschaftlicher Ebene diskutierten Umfang wird hierfür jeweils mindestens ein Anlagenkomplex mit teils mehreren Abtrennungsprozessen benötigt.

Großtechnische Erfahrungen liegen bisher in einigen Staaten für einen Teil der Prozesse (Uran und Plutonium) in Anlagen zur ersten Abtrennstufe vor. In Frankreich wurde in der gleichen Anlage in begrenzterem Umfang auch Abtrennung zur zweiten Stufe (Plutonium) durchgeführt. Die folgenden Betrachtungen beschränken sich auf diesen Anlagentyp, da in der Literatur zu den anderen keine der hier benötigten Angaben identifiziert werden konnten.

Durch die für die Abtrennung erforderliche Auflösung der Brennelementstrukturen in warmer Salpetersäure werden bis dahin gebundene Radionuklide in erheblichem Umfang über den Abluft- und den Abwasserpfad in die Umgebung freigesetzt. Für La Hague sind das z.B.:



Ökotoxizitätspotenzial von P&T

Radionuklid	Abluft [ $10^9$ Bq/a]		Abwasser [ $10^9$ Bq/a]	
	1991→1999 [EP 2001]*	2009-2012 [AREVA 20013]	1990→2005 [SCHNEIDER 2010]	2009-2012 [AREVA 20013]
H-3	20.000→90.000	52.300	3.300.000→13.500.000	9.900.000
C-14	1.800→11.000	15.300	3.000→8.200	7.000
Kr-85 Edelgase	100.000.000→200.000.000	207.500.000	-	-
Sr-90	k.A.	k.A.	k.A.	130
rad. Jod	11→8	5	320→1.400	1.300
Cs-134	k.A.	k.A.	k.A.	57
Cs-137	k.A.	k.A.	30.000→<3.000	850
Alpha- Strahler	k.A.	0,002	k.A.	22
Übrige Beta- u. Gamma- Strahler	k.A.	0,08	k.A.	1.778

\*abgeschätzt aus logarithmischer Skala

**Tabelle: Abgabewerte mit Abluft und Abwasser aus der Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague**

Die in der Tabelle aufgeführten Areva-Werte für die Jahre 2009 bis 2012 schwanken um die angegebenen Werte, mit Ausnahme des mit Abwasser abgegebenen H-3, das in diesen vier Jahren steigende Tendenz hatte. Die Abgaben sind natürlich grundsätzlich von der Menge wiederaufgearbeiteter Brennelemente abhängig. Es ist aber zu erkennen, dass sich in den letzten 10 Jahren in der Regel keine sehr großen Veränderungen ergeben haben. Die für die Anlage zulässigen Abgabewerte wurden jeweils eingehalten, sind allerdings teilweise um mehr als 1.000-fach höher als für andere französische Atomanlagen [EP 2001].

Die Werte für Sellafield liegen in der gleichen Größenordnung wie für La Hague [EP 2001].

Die bei Abtrennung bzw. Wiederaufarbeitung abgegebenen radioaktiven Stoffe verursachen relativ hohe Strahlenbelastungen für das Personal. In der Vergangenheit betrug bspw. die Kollektivdosis der Beschäftigten in La Hague über 1 manSv/a und in Sellafield sogar 20 manSv/a [NEA 1999]. Es ist zwar zu erwarten, dass die Strahlenbelastungen in neuen, moderneren Anlagen tätigkeitsspezifisch geringer sein würden, gleichzeitig treten durch die weiteren Abtrennungsstufen aber zusätzliche Strahlenbelastungen beim Personal auf.

Hochradioaktive Stoffe, die wie Americium und Curium abgetrennt und in konzentrierter Form vorliegen, verursachen eine hohe Gamm- und/oder Neutronen-Dosisleistung. Dadurch entstehen komplexe Abschirmungsprobleme [IAEA 2004]. Insgesamt ist durch P&T von einer höheren Strahlenbelastung auszugehen [NEA 1999].

Durch die Abtrennung erfolgt ein zusätzlicher Umgang mit den bestrahlten Brennelementen bzw. mit säurehaltigen Lösungen hiervon. Gegenüber der direkten Endlagerung und auch gegenüber der bisherigen Wiederaufarbeitung gibt es zusätzliche Prozesse, die darüber hinaus komplizierter als bisherige Prozesse sind. Daraus folgt ein höheres Störfallrisiko [IAEA 2004].

Die Aktiniden und die Spalt- und Aktivierungsprodukte liegen in allen Abtrennungsstufen über längere Zeit in flüssiger Lösung vor. Damit sind sie leichter freisetzbar als in jedem festen bzw. verfestigten Zustand. Die Auswirkungen auf die Umwelt sind dadurch erheblich größer. Dies gilt insbesondere für Einwirkungen von außen, wie z.B. Flugzeugabsturz, der bei Sicherheitsbewertungen auf jeden Fall zu berücksichtigen ist [KUGELER 2004].

Bei Kernbrennstoffen, die sich in flüssiger Lösung befinden, können als Folge von Störfällen leichter kritische Massen auftreten, als dies in fester Form der Fall ist.

Ein erhebliches Gefahrenpotenzial von Wiederaufarbeitungsanlagen – bzw. auch von Anlagen zur Abtrennung von Aktiniden – besteht außer durch die bis zum Beginn ihrer Verarbeitung flüssig vorliegenden radioaktiven Aktiniden-Lösungen auch durch die anschließend nicht mehr flüssig, aber dennoch in leicht ausbreitbarer Form (z.B. Pulver) vorliegenden Mengen von Plutonium und Americium, durch die Lagerung der flüssigen hoch- und mittelradioaktiven Abfälle bis zu deren Konditionierung und durch die Lagerung großer Mengen von Brennelementen im Eingangslagerbecken der Anlagen vor den Abtrennungsprozessen.

In diesen Bereichen sind Brände oder Explosionen möglich, die zu umfangreichen Freisetzungen mit katastrophalen Folgen führen können. Aufgrund der möglichen

Auswirkungen sind Stör-/Unfälle dieser Art auch zu berücksichtigen, wenn ihre Eintrittswahrscheinlichkeit gering ist. In entsprechenden Anlagenbereichen haben in der Vergangenheit bereits Brände mit allerdings geringeren Auswirkungen stattgefunden [EP 2001].

Ein Kühlmittelverlust in einem Lagerbecken für Brennelemente kann zu umfangreichen Freisetzungen in die Umgebung führen.

Wegen des besonders hohen Gefahrenpotenzials, sind Anlagen in denen stark radiotoxische Stoffe in Lösung vorliegen, ein besonders attraktives Angriffsziel für terroristische Gruppen. Die Notwendigkeit der Berücksichtigung eines gezielten Flugzeugabsturzes mit dem Typ A 380 in Genehmigungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland wurde inzwischen gerichtlich bestätigt [OVG-L 2010a] und [OVG-L 2010b].

In einer Studie der US-Amerikanischen Genehmigungs- und Aufsichtsbehörde Nuclear Regulatory Commission (NRC) aus dem Jahr 1997 wurde für einen Brand im Lagerbecken eine Freisetzung von  $3 \cdot 10^{17}$  Bq Cs-137 ermittelt. Daraus wurde eine zusätzliche Zahl von 54.000 Krebstoten in der näheren und weiteren Umgebung abgeleitet und es wurde eine landwirtschaftliche Fläche von  $200 \text{ km}^2$  ermittelt, deren Feldfrüchte nicht mehr verzehrbar wären [NRC 1997]. Im Jahr 2001 führte NRC Betrachtungen zu möglichen Freisetzungen nach einem Flugzeugabsturz aus dem Lagerbecken stillgelegter Anlagen durch. Hier wurden bis zu 7.500 Krebstote abgeschätzt [NRC 2001].

In einer weiteren Studie wurde für das Brennelementlagerbecken eines Druckwasserreaktors nach einem Terrorangriff bei einem Inventar von 400 Mg Brennelemente eine Freisetzung von  $1,3 \cdot 10^{18}$  Bq Cs-137 durch Brand der Brennelementhüllrohre ermittelt. Als Auswirkungen wird die Kontamination eines Gebietes von  $180 \text{ km}^2$  mit mehr als  $37 \cdot 10^{12} \text{ Bq/km}^2$  und eine Erhöhung des Risikos für den Krebstod einer Person von 1 bis 10 % genannt [ALVAREZ 2003].

### Fazit

Das radiologische Ökotoxizitätspotenzial für die in Betrieb befindlichen Wiederaufarbeitungsanlagen ist im Normalbetrieb und für Störfälle sehr groß. Die Wiederaufarbeitungsanlagen entsprechen dem ersten Abtrennprozess bei P&T. Zusätzliches Ökotoxizitätspotenzial verursachen die Abtrennungen von Np-237 sowie Americium und Curium. Bei den im P&T-Konzept nach dem Einsatz neu gefertigter Brennelemente in Schnelle Neutronen Reaktoren oder Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren

zur Kernumwandlung folgenden Abtrennschritten ist für die eingesetzten Brennelemente jeweils ein vergleichbares Ökotoxizitätspotenzial gegeben. Außerdem müssen die Abtrennprozesse mehrfach durchlaufen werden. Insgesamt wird das Ökotoxizitätspotenzial hinsichtlich radioaktiver Abgaben, Direktstrahlung und Störfal im Vergleich zur etablierten Wiederaufarbeitung also um ein Vielfaches erhöht.

### **Ökotoxizitätspotenzial Kernumwandlung (Transmutation)**

Für die Kernumwandlung sollen nach gegenwärtigem Referenzkonzept in Bezug auf die Bundesrepublik zwei Reaktortypanlagen eingesetzt werden (siehe Abbildung in Kapitel 3.1):

- ◆ Schnelle Neutronen Reaktoren und
- ◆ Beschleuniger-gesteuerte unterkritische Reaktoren.

#### Schnelle Neutronen Reaktoren

Von den für die Kernumwandlung in Diskussion befindlichen Schnellen Neutronen Reaktoren ist der Einsatz eines mit flüssigem Natrium gekühlten am wahrscheinlichsten. Für diesen Typ liegen bereits Betriebserfahrungen vor, während sich der gasgekühlte und der bleigekühlte Reaktor noch im Forschungsstadium befinden. Von der Europäischen Kommission wird die Weiterentwicklung des natriumgekühlten Reaktors besonders gefördert. Allerdings waren die Betriebserfahrungen mit vielen Reaktoren dieses Typs nicht besonders positiv. Diese Reaktortypen wurden vorzeitig stillgelegt (Superphénix in Frankreich), der Einsatzzweck geändert (Phénix in Frankreich) oder waren von Störfällen betroffen (EBR 1 in USA und Monju in Japan).

In der Bundesrepublik wurde ein natriumgekühlter Reaktor betrieben (KNK II) und einer bis zur Baureife geplant (SNR 300). Mit dem Aufbau des Prototypreaktors KNK II wurde die gesamte Technik von großtechnischen Brutreaktoren demonstriert [MARTH 1988]. Insofern können Daten von diesem Reaktor als Orientierung für das Ökotoxizitätspotenzial herangezogen werden. Die im Folgenden genannten Werte werden für den nun geplanten Schnelle Neutronen Kernumwandlungsreaktor wegen der höheren Leistung größer sein.

Im Jahr 1983 wurden aus KNK II  $1,4 \cdot 10^{12}$  Bq an Edelgasen und  $2,7 \cdot 10^9$  Bq an langlebigen Aerosolen mit der Abluft abgegeben. Dies lag deutlich unterhalb der zulässigen Abgabewerte [MARTH 1988], ist aber nicht vernachlässigbar.

Das aus dem KNK entsorgte Kühlmittel Natrium (insgesamt 89 Mg) hat eine Gesamtradioaktivität von ca.  $10^{12}$  Bq gehabt. Davon  $0,55 \cdot 10^{12}$  Bq H-3,  $0,24 \cdot 10^{12}$  Bq Cs-

137 und  $0,12 \cdot 10^{12}$  Bq Na-22. Bei der Konditionierung des Natriums werden vor allem H-3 und Na-22 in die Umgebung freigesetzt. Die anderen Radionuklide werden in Ionentauscherharzen zurück gehalten und müssen als radioaktiver Abfall konditioniert, zwischengelagert und endgelagert werden [DBT 1997].

Natrium kontaminierte Komponenten (z.B. Kühlfallen) können wegen der hohen chemischen Reaktivität des Restnatriums nicht als radioaktiver Abfall behandelt (vor allem endgelagert) werden. Die vom KNK haben Dosisleistungen bis zu 30 mSv/h bei einem Radioaktivitätsinventar von  $5,6 \cdot 10^9$  Bq Cs-137 und  $1,58 \cdot 10^{13}$  Bq Gesamtbeta [GRAF 2013].

In den wenigen Schnelle Neutronen Reaktoren, die bisher betrieben wurden, ist es schon zu schwerwiegenden Störfällen gekommen. Der erste Reaktor dieses Typs in den USA (EBR 1) war 1955 von einer partiellen Kernschmelze betroffen. Im japanischen Reaktor Monju hat es 1995 kurz nach Inbetriebnahme ein Leck im Natriumkreislauf mit nachfolgendem Brand gegeben [ZERRIFFI 2005].

Der SNR 300 wurde als mindestens ebenso sicher angesehen wie thermische Reaktoren [KEßLER 1988]. Das bedeutet gleichzeitig, schwere Unfälle sind nicht grundsätzlich auszuschließen. Letztlich ist aus diesen Gründen die Betriebsgenehmigung für den SNR 300 nicht erteilt worden [HIRSCH 1988]. Bei dem strittigen Störfall handelt es sich um den so genannten Bethe-Tait-Unfall. Es besteht die Möglichkeit einer explosionsartigen Energiefreisetzung aus dem Reaktorkern. Aufgrund der hohen Energie versagen die Sicherheitsbarrieren. 40 % des Pu-Inventars wird in die Umgebung freigesetzt. Die möglichen Auswirkungen sind viele tausend frühe und späte Todesfälle [FGSB 1983]. Die Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH ist in einer Risikoanalyse im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie für Unfallabläufe mit geringer Wahrscheinlichkeit ebenfalls zu hohen Schäden gekommen [KÖBERLEIN 1982].

Für den Hauptzweck Kernumwandlung wird der Reaktor reaktorphysikalisch anders betrieben und durch die Weiterentwicklung werden auch sicherheitstechnische Verbesserungen erreicht werden. Aus den Angaben in der Literatur (z.B. [IAEA 2009], [VEZZONI 2012], [POLIDORO 2012]) ist jedoch nicht zu entnehmen, dass schwere Kernschmelzunfälle mit großer Energiefreisetzung zukünftig grundsätzlich ausgeschlossen werden können. Darüber hinaus gibt es auch andere mögliche Störfälle, die zu umfangreichen Freisetzungen führen können.

### Beschleuniger-gesteuerter Reaktor

Der für diese Studie zugänglichen Literatur sind keine systematischen Sicherheitsanalysen für Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren zu entnehmen. Das gilt auch für die Forschungsprogramme der Europäischen Kommission. Im Rahmen des eigentlich hierfür prädestinierten Projektes EUROTRANS wurde eine solche Analyse nicht durchgeführt [EUROTRANS 2013].

Allerdings gibt es Berechnungen zum Kernverhalten von Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren für einige unterstellte Störfälle [IAEA 2009]. Danach kommt es für einen Kern mit bruttfähigem Material (MYRRHA mit Erstkern) nur in einigen Fällen zum Schmelzen eines bzw. weniger Brennelemente. Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass unter bestimmten Umständen zeitliche Sicherheitsabstände sehr knapp sind und eine sehr frühe Detektion von Kühlmittelblockaden erfolgen muss. Darüber hinaus ist ein extrem zuverlässiges System zur schnellen Abschaltung des Protonenstrahls erforderlich, um unakzeptable Auswirkungen zu vermeiden. Für einen Beschleuniger-gesteuerten Reaktor ohne bruttfähiges Material wurde ein positiver Void-Koeffizient mit der Gefahr einer Leistungsexkursion diskutiert und weitere Forschung für notwendig gehalten.

Deshalb können hier nur einige Umstände genannt werden, die zu einem Störfall mit Freisetzungen im größeren Umfang führen können.

Diese Reaktoren sollen unterkritisch betrieben werden. Das bedeutet es soll keine sich selbst aufrechterhaltende Kettenreaktion stattfinden. Inwieweit dies auf jeden Fall sichergestellt ist, muss geprüft werden.

Unabhängig von der unterkritischen Betriebsweise, können trotzdem Kernschmelzunfälle durch mangelnde Wärmeabfuhr aus dem Reaktorkern auftreten [ZERRIFFI 2005]. Beschleuniger-gesteuerte Reaktoren können auch mit positivem Void-Koeffizienten betrieben werden.

Der eingesehenen Literatur ist nicht zu entnehmen, inwieweit inzwischen die Stabilität des Protonenstrahls gesichert ist. Durch kurzzeitige Stromspitzen können Probleme bei der Integrität bestimmter Reaktorkomponenten auftreten und in den Brennelementen kann es zu erhöhten Leistungsdichten und damit Temperaturen kommen [GÖK 2001]. Modellhafte Berechnungen für Brennelemente mit Zirkondioxid-Matrix haben für bestimmte Randbedingungen die Einhaltung der kritischen Temperaturen von Brennstoff und Hüllrohren ergeben [SUZUKI 2005]. Der Temperaturabstand ist jedoch nicht sehr groß, weshalb überprüft werden müsste, ob bei realen (auch öko-

nomisch bestimmten) Betriebsbedingungen eines Reaktors ein ausreichender Sicherheitsabstand für die Temperaturen erhalten bleibt.

Weitere Probleme kann es mit Druckaufbau in der Brennstoffzone durch Edelgasproduktion und der wegen seiner Komplexität schwierigen Steuerung des Reaktors geben [GÖK 2001].

Bei einem gasgekühlten Reaktor kann eine Überhitzung des Kerns durch einen Kühlmittelverluststörfall nach einem Kompressorausfall auftreten. Dieses Problem ist noch nicht gelöst [INBK 2011].

Ein hohes Störfallpotenzial für Beschleuniger-gesteuerte Reaktoren ist nach gegenwärtigem Stand bezüglich der zum Einsatz möglichen Matrixmaterialien für die Brennelemente gegeben. Dies betrifft je nach Material den niedrigen Schmelzpunkt oder das Bestrahlungsverhalten [INBK 2011].

### Fazit

Soweit der zugänglichen Literatur zu entnehmen ist, ist ein schwerer Störfall mit katastrophalen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt nach gegenwärtigem Stand weder für den Natrium gekühlten Schnelle Neutronen Reaktor noch für Beschleuniger-gesteuerte mit Blei-Wismut gekühlten Reaktoren auszuschließen. Es ist bezüglich Störfälle bei der Kernumwandlung also ein sehr großes Ökotoxizitätspotenzial gegeben.

## **Ökotoxizitätspotenzial Brennelemente und Targets**

### Brennelemente

Brennelemente, die zur Kernumwandlung hergestellt werden, haben ein deutlich größeres Radioaktivitätsinventar als Uran- oder MOX-Brennelemente. Nach ihrem Einsatz im Reaktor sind sowohl das Radioaktivitätsinventar, als auch die Nachzerfallswärme und die Helium-Produktion höher als bei den anderen Brennelementen [IAEA 2004]. Das gilt insbesondere für die Brennelemente zur Kernumwandlung von Np, Am und Cm. Neben der Emission von Alpha-Strahlung sind Np-237 (und noch mehr das Tochterprodukt Pu-233), Am-141, Am-143, Cm-243 und Cm-244 starke Gamma-Strahler und Am-243 und Cm-244 sind zusätzlich Neutronenstrahler (spontan). Bei der Herstellung des frischen Brennstoffs und der Fertigung der Brennelemente wird es deshalb zu „*enormen Problemen kommen*“ [BOURG 2009]. Damit ist ein hohes Ökotoxizitätspotenzial vor allem in Bezug auf das Personal und bei schwe-



ren Störfällen gegeben. Beispielsweise sind für AmO<sub>2</sub> die Gamma-Dosis-Rate 2.780 mal und die Neutronenrate 7 mal höher als bei MOX-Brennstoff [ZERRIFFI 2005].

### Targets

Für ein Target aus einem Blei-Wismut-Eutektikum wird nach seinem Einsatz von 10 Jahren oder mehr der Gehalt folgender Radionuklide angegeben: Po-208, Po-210, Pb-202, Bi-207, Pt-193, Sm-146, Gd-148, Gd-150 und Dy-154 [TRELLUE 2003] sowie Hg-180/206 [NEA 2007].

Beim Beschleuniger-gesteuerten Reaktor AGATE muss das Target nach einer bestimmten Einsatzzeit ausgewechselt werden. Durch kernphysikalische Prozesse wird beim Einsatz des Targets von einem Jahr ein radioaktives Inventar von  $4,3 \cdot 10^{16}$  Bq verursacht. Die meisten Radionuklide sind allerdings relativ kurzlebig, so dass die Radioaktivität nach 100 Jahren nur noch  $5 \cdot 10^6$  Bq beträgt. Allerdings wird diese Rest-radioaktivität durch sehr langlebige und radiologisch relevante Radionuklide wie Gd-148 ( $2,7 \cdot 10^6$  Bq, Alpha-Strahler) und Ni-63 verursacht. In diesen rechnerischen Abschätzungen sind H-3 und andere gasförmige Radionuklide nicht berücksichtigt. Hierzu müssen weitere Untersuchungen durchgeführt werden. [NABBI 2011]

Ein Vergleich zeigt, dass die resultierende Radiotoxizität eines ADS wegen des Entstehens der Spallationsprodukte höher als für einen vergleichbaren anderen Reaktor ist [TRELLUE 2003].

### Fazit

Die zur Kernumwandlung eingesetzten Brennelemente besitzen bei ihrer Fertigung sowie beim Umgang mit ihnen vor und nach dem Einsatz im Reaktor in Bezug auf Inventar und Direktstrahlung ein sehr hohes radiologisches Ökotoxizitätspotenzial. Dies gilt entsprechend für die dazu benötigten Anlagen und hier auch für Störfälle.

Die zur Erzeugung der Neutronen für die Kernumwandlung benötigten Targets besitzen nach ihrem Einsatz ein hohes Ökotoxizitätspotenzial. Dazu gehören sowohl relativ stark radiotoxische Radionuklide als auch langlebige Radionuklide, die in ein Endlager kommen müssen.

### **Abfälle**

Auch nach Abtrennung und Umwandlung von Aktiniden bleiben radioaktive Abfälle mit langlebigen Radionukliden erhalten. Die Separierbarkeit der einzelnen Radionuklidsorten ist begrenzt und deren Umwandlung bei einem Einsatz im Reaktor ist un-



vollständig. Deshalb ist weiterhin von der Verglasung hochradioaktiver Abfalllösung auszugehen.

Bei der Verglasung können H-3 ( $4 \cdot 10^{10}$  Bq) und Jod-Radionuklide ( $1,7 \cdot 10^7$  Bq) sowie andere Alpha- ( $6,9 \cdot 10^5$  Bq) und Beta-/Gamma-Strahler ( $3 \cdot 10^8$  Bq) über die Abluft freigesetzt werden. Als zusätzliche Abfälle fallen mittel- und schwachradioaktive wässrige Lösungen und feste Abfälle an. Es sind eine Vielzahl von Störfällen durch Einwirkungen von innen oder außen möglich. [COLENCO 1997]. Nach den vorliegenden Abschätzungen werden die Grenzwerte und der Störfallplanungswert zwar deutlich unterschritten, aber es handelt sich um eine zusätzliche Strahlenbelastung, die bei der Bewertung zu berücksichtigen ist.

Es wird diskutiert die radiologisch wichtigen Spaltprodukte Cs und Sr aus der Restlösung nach der ersten Abtrennungsstufe ebenfalls abzutrennen. Es ist dann die separate Verglasung vorgesehen. Die Endlagerung soll dann erst nach längerer Zwischenlagerphase erfolgen, um Radioaktivitäts- und Wärmeeintrag zu verringern. (z.B. [ALOY 2007]). Dadurch würde das Ökotoxizitätspotenzial zusätzlich erhöht. Die separate Verglasung erhöht die Gesamtmenge freigesetzter Radionuklide, es wird ein zusätzliches Zwischenlager (Flächeninanspruchnahme, Baumaterialien, Energiebereitstellung über einen langen Zeitraum) benötigt, die langfristige obertägige Zwischenlagerung erhöht die Kollektivdosis des Personals durch Direktstrahlung und es existiert über einen langen Zeitraum ein zusätzliches Störfallpotenzial.

Beim Einsatz des pyrometallurgischen Prozesses zur Abtrennung der Aktiniden (vor allem für die Brennelemente aus Beschleuniger-gesteuerten Reaktoren) fallen als ein Abfallstrom hochradioaktiv kontaminierte Salze an. Wie die leicht wasserlöslichen Salze für die Endlagerung konditioniert werden können, ist noch Gegenstand der Forschung [AHN 2007]. Als zweiter hochradioaktiver und stärker Wärme entwickelnder Abfallstrom fallen metallische Abfälle in Form von Brennelementhüllen mit nicht löslichen Edelmetallen an [SIMPSON 2007]. Darüber hinaus verbleibt ein hochradioaktiver Abfall durch den Kern des Beschleuniger-gesteuerten Reaktors, wenn er stillgelegt wird. Die hier genannten Abfälle werden als umfangreicher angesehen als die, die bei der Abtrennung aus Leichtwasserreaktoren anfallen [AHN 2007].

Durch den Einsatz von P&T fällt zusätzlicher schwach- und mittelradioaktiver Sekundärabfall an. Dies ist vor allem durch die Betriebs- und Stilllegungsabfälle der zusätzlich betriebenen Reaktoren (Schnelle und Beschleuniger-gesteuerte) und die mehrfachen Abtrennvorgänge („Wiederaufarbeitung“) für die Actiniden bedingt, aber auch

durch den zusätzlichen Betrieb der Fertigungs- und Entsorgungsanlagen für die Targets und Brennelemente.

Die ausgedienten Targets bzw. das radioaktive Material von ihnen muss ebenfalls als Abfall endgelagert werden. Zum Radionuklidinventar siehe oben.

### Fazit

Durch P&T entstehen neue Abfallströme. Dabei handelt es sich um Abfälle, die zum Teil hochradioaktiv und Wärme entwickelnd sind sowie auch langlebige Radionuklide in relevanten Mengen beinhalten. Auch durch die radioaktiven Abfälle ist ein nicht vernachlässigbares Ökotoxizitätspotenzial gegeben.

## **5. Auswirkungen von P&T auf das Endlager**

Bei Betrachtungen zum Ökotoxizitätspotenzial von P&T ist auch die Auswirkung dieses Technologieansatzes auf die Endlagerung der radioaktiven Abfälle zu berücksichtigen.

### **5.1 Grundsätze und Probleme bei der Endlagerung in Deutschland**

Mit der Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle werden in Deutschland zwei wesentliche allgemeine Schutzziele verfolgt [BMU 2010]:

- ◆ Dauerhafter Schutz von Mensch und Umwelt vor der ionisierenden Strahlung und sonstigen schädlichen Wirkungen dieser Abfälle.
- ◆ Vermeidung unzumutbarer Lasten und Verpflichtungen für zukünftige Generationen.

Daraus erwachsen zwei grundsätzliche Anforderungen [BMU 2010]:

- ◆ Für die Endlagerung der wärmeentwickelnden radioaktiven Abfälle wird gefordert, dass der Einschluss bzw. die Rückhaltung der Radionuklide im einschlusswirksamen Bereich des Endlagers für einen Zeitraum von mindestens einer Million Jahre gewährleistet wird. Höchstens geringfügige Schadstoffmengen dürfen diesen Gebirgsbereich verlassen.
- ◆ Der Einschluss bzw. die Rückhaltung der Radionuklide müssen in einem absehbaren und begrenzten Zeitraum realisiert werden, um späteren Generationen keine Lasten mehr aufzubürden.

Zur Erfüllung dieser Anforderungen wird heute die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle in geeigneten tiefen geologischen Formationen in einem speziell zu diesem Zwecke aufgefahrenen Bergwerk weltweit als beste Möglichkeit angesehen. Dabei spielt die Bedeutung wartungsfreier und langfristig passiv wirksamer geologischer Barrieren gegenüber rein technischen Barrieren in Deutschland eine wichtige Rolle. Die grundsätzlichen Anforderungen sowie ihre Umsetzung sind weitergehend spezifiziert [BMU 2010].

In der Bundesrepublik Deutschland sind nach gegenwärtigem Stand folgende Abfallmengen durch Endlagerung zu beseitigen [BFS 2012]:

- ♦ Ca. 300.000 m<sup>3</sup> Abfälle mit vernachlässigbarer Wärmentwicklung. Diese Abfälle sollen im genehmigten Endlager Konrad (Salzgitter) endgelagert werden. Für sie kein P&T vorgesehen.
- ♦ Ca. 29.000 m<sup>3</sup> wärmeentwickelnder Abfälle (incl. ca. 11.000 MgSM bestrahlter Brennelemente aus Leistungsreaktoren, Abfälle aus der Wiederaufbereitung und Brennelemente aus Forschungsreaktoren).

## **5.2 Vorteile bzw. Lösungsansätze bei der Endlagerung durch P&T?**

Inwieweit die in Kap. 5.1 angesprochenen Schlüsselfragen der Endlagerung mit Hilfe von P&T gelöst werden können, wird im Folgenden skizziert. Dabei wird davon ausgegangen, dass P&T innerhalb eines überschaubaren Zeitraums großtechnisch machbar wäre und in Deutschland auch eingesetzt würde.

Mittels P&T sollen deutliche Vorteile hinsichtlich der (Langzeit-)Sicherheit bei der Endlagerung gewonnen werden. Einerseits soll durch die Verringerung der Halbwertszeiten endzulagernder Radionuklide bzw. ihre Umformung in stabile Nuklide das Problem der Langzeitsicherheit und ihres Nachweises deutlich verringert werden. Andererseits sollen durch einen verringerten Wärmeeintrag ins Endlager die dadurch möglicherweise hervorgerufenen negativen Auswirkungen auf die natürlichen und technischen Barrieren ausgeschlossen oder verringert werden.

### **Reduzierung des Inventars an langlebigen Aktiniden und Spaltprodukten – Langzeitsicherheit bei der Endlagerung**

Durch P&T der Aktiniden soll erreicht werden, dass die Radiotoxizität rund 1.000 Jahre nach Einlagerung der Abfälle auf das Niveau von Natururan sinkt [THOMASKE 2011]. Ein solcher Radiotoxizitätsindex zur Bewertung der Langzeitsicherheit eines Endlagers nach Transmutation ist jedoch ungeeignet, weil nur das eingelagerte Inventar berücksichtigt, nicht aber die Rückhaltung der Radionuklide im Endlager [GRS 2010]. P&R hat zwar generell einen positiven Einfluss auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers, allerdings bewirkt die Reduktion des Inventars um einen bestimmten Faktor keine Reduktion der Strahlenexposition um den gleichen Faktor. Zudem ist aus Sicherheitsbetrachtungen bekannt, dass in Endlagern vor allem langlebige Spaltprodukte (Tc-99, Cs-135, I-129, Se-79, Sn-126) und Aktivierungsprodukte (C-14, Cl-36) die Strahlenexposition dominieren, weil sie wenig zurückgehalten werden. Langlebige und gering lösliche Aktiniden hingegen sind wegen ihrer geringen Löslichkeit weniger bedeutsam. Erst bei sehr hohen Umwandlungsra-

ten werden deshalb die tatsächlich gelösten Konzentrationen an langlebigen Aktiniden sinken [GRS 2010].

Auch BOSBACH (2012) bestätigt, dass der Einfluss von P&T auf die Langzeitsicherheit eines tiefen geologischen Endlagers in den meisten Studien relativ gering ist. Seiner Meinung nach stellt die Transmutation langlebiger Spaltprodukte keine wirkliche Option dar, aber die Transmutation von Aktiniden scheint möglich und vorteilhaft zu sein. Andererseits ist eine vollständige Umwandlung der verschiedenen langlebigen Isotope kaum erreichbar; im Idealfall kann mit einer Reduktion auf ein Zehntel der endzulagernden Schadstoffanteile gerechnet werden [GRS/ÖKO 2008]. Weiterhin ist festzustellen, dass auch für die verbleibenden Anteile an langlebigen Isotopen eine Endlagerung notwendig sein wird [GRS/ÖKO 2008, BOSBACH 2012].

Hinzu treten die bei P&T anfallenden sonstige chemotoxischen und radioaktiven Abfälle (während der Betriebszeit z.B. verschmutzte Targets; bei Abriss der Anlagen). Im Übrigen können die im Rahmen von P&T entstehenden langlebigen mittelaktiven Abfälle (z.B. Uran, volatile Isotope aus der Abtrennung) nach ihrer Freisetzung aus dem Endlager zu Strahlendosen in der Biosphäre führen, die höher sein können als die des hochaktiven Abfalls [JÜL 2008].

Insbesondere die durch langlebige Spaltprodukte hervorgerufenen potentiellen Bevölkerungsdosen bei der Endlagerung können durch P&T nicht signifikant reduziert werden. Dennoch wird in der Literatur die Meinung vertreten, dass die Verminderung des Aktinideninventars die Risiken bei der Endlagerung reduziert, die aus weniger wahrscheinlichen Entwicklungen des Endlagersystems her stammen [NEA 2011]. Die mögliche Reduzierung des Aktinideninventars wird bei der Endlagerung als Vorteil angesehen, da er zu einer Verringerung der Ungewissheit bei der Endlagerung führt [NEA 2011].

Im Falle der Endlagerung in einem Salzstock soll bei der erwarteten zukünftigen Entwicklung des Endlagersystems keine Freisetzung von Radionukliden zu befürchten sein. Lediglich bei einer gestörten Entwicklung des Endlagersystems ist mit sehr geringen Freisetzungen ( $< 10^{-12}$  Sv/a) zu rechnen [JÜL 2008]. Solche allgemeinen Aussagen sind mit Vorsicht zu betrachten, denn sie beziehen sich nicht auf konkrete Endlager, sondern bestenfalls auf geplante und/oder bei weitem nicht ausreichend erkundete generische Standorte. Es ist jedoch bekannt, dass die Qualität eines Endlagers entscheidend vom konkreten Standort abhängt [BFS 2005].

## **Fazit zum Inventar und zur Langzeitsicherheit:**

Die erhoffte Reduzierung des Radionuklidinventars der bestrahlten Brennelemente bzw. seiner „Langlebigkeit“ betrifft bestenfalls nur den größeren Teil der langlebigen Aktiniden. Es müssen in jedem Fall die langlebigen und relativ mobilen Spaltprodukte endgelagert werden. Außerdem sind die in der Bundesrepublik vorhandenen verglasten hochradioaktiven Abfälle endzulagern, deren Behandlung im Rahmen von P&T nicht vorgesehen ist. In ihnen sind bereits ein für die Langzeitsicherheit relevantes Inventar von den Aktiniden Np, Cm und Am und Reste von Uran und Plutonium enthalten. Deshalb ist eine signifikante qualitative Änderung der Endlagersituation, insbesondere des Inventars, durch P&T nicht zu erwarten.

Die in [NEA 2011] und [JÜL 2008] behauptete Verringerung der Ungewissheiten bei der Endlagerung ist nicht nachvollziehbar, da diese nicht allein von den Aktiniden abhängen, sondern von ganz anderen, zum Teil methodisch bedingten Aspekten (z.B. die Bewertung der Zuordnung von Szenarien zu Wahrscheinlichkeitsklassen). Zur Lösung der damit zusammenhängenden Probleme trägt P&T deshalb nichts oder nur einen vernachlässigbaren Teil bei. Dies gilt auch für die nicht ausschließbaren unbeabsichtigten menschlichen Einwirkungen auf ein Endlager (v.a. Eindringen in das Endlager durch Bohrungen oder Bergbautätigkeit). Diese können potenziell zu hohen Strahlenbelastungen führen. Entsprechende Untersuchungen zeigen jedoch, dass keine Optimierungsmaßnahmen identifiziert werden können, die ein unbeabsichtigtes Eindringen in den einschlusswirksamen Gebirgsbereich (ewG) erschweren oder die Möglichkeit verbessern können, das Endlager vor dem Eindringen in den ewG zu entdecken [GRS 2012]. Im Ergebnis besteht damit keine Möglichkeit, die Wahrscheinlichkeit eines unbeabsichtigten menschlichen Eindringens in den ewG – und damit direkt zu den Abfällen – zu reduzieren. Ein beabsichtigtes zukünftiges Eindringen in ein Endlager wird nicht berücksichtigt, weil man davon ausgehen muss, dass den dann Handelnden die Gefahren im Endlager bekannt sind.

Im Ergebnis muss trotz P&T von Aktiniden in Deutschland ein Endlager für hochradioaktive Abfälle betrieben werden, dessen Isolationsvermögen für radioaktive und chemotoxische Stoffe für größenordnungsmäßig eine Million Jahre gewährleistet werden muss.

Darüber hinaus ist zu bedenken, dass wegen der bei P&T anfallenden schwach- und mittelradioaktiven Abfälle ein deutlich größeres Endlager für diese Abfälle benötigt wird. Auch das bei P&T abgetrennte Uran muss wahrscheinlich überwiegend endgelagert werden.

## **Verminderung des Wärmeeintrags**

Durch die mit den hochradioaktiven Abfällen ins Endlager eingebrachte Wärmelast wird ein zusätzlicher Stressfaktor für die Barrieren im Endlager wirksam. Dadurch kann es während der ersten wenigen tausend Jahre der Endlagerung (sogenannte transiente Phase des Endlagers) zu negativen Auswirkungen auf das Wirtsgestein bzw. den ewG kommen (z.B. Rissbildung durch Ausdehnung und nachfolgender Kontraktion des Salzes über einen Zeitraum von wenigen tausend Jahren; Austrocknung der Bentonitbarriere bei Einlagerung im Ton).

In der Literatur wird von einer Reduktion der Wärmeentwicklung der hochradioaktiven Abfälle nach P&T (mit Zwischenlagerung vor der Endlagerung von ca. 50 Jahren) um den Faktor 3 ausgegangen [NEA 2011], [JÜL 2008]. Dadurch soll die Länge der Einlagerungskammern im Endlager um den Faktor 3 und die Gesamteinlagerungsfläche um bis zu einem Faktor 9 verringert werden können.

Diese mögliche Reduktion der Wärmeentwicklung führt nur dann zu einer Verringerung der Gesamteinlagerungsfläche, wenn die Wärmelast pro Fläche (bzw. Volumen) Wirtsgestein im Verhältnis zur Einlagerung ohne P&T beibehalten wird. Obwohl die ins Endlager eingebrachte Gesamtwärmelast sich verringert, wird die Belastung des Wirtsgesteins bei Flächenreduktion des Endlagers ähnlich hoch sein wie ohne P&T. Nur wenn die ins Endlager eingebrachte geringere Gesamtwärmelast nach P&T auf ein größeres Gesteinsvolumen verteilt würde, sind sicherheitsrelevante Vorteile zu erwarten. Nach GRS (2010) kann die Verringerung der Temperatur im Endlager durch P&T zu einer zeitlich gestreckten Freisetzung der Radionuklide führen, wodurch die Strahlenexpositionen geringer werden können. Allerdings müssen die Auswirkungen der durch P&T entstandenen Sekundärabfälle auf das Endlager berücksichtigt werden.

Andererseits kann bei einer Endlagerung von HAW nach P&T im Salz die durch Temperaturerniedrigung hervorgerufene langsamere Konvergenz des Versatzmaterials und der Einlagerungskammern zu einem höheren Risiko führen, da die Zeit bis zum vollständigen Einschluss der Abfälle sich verlängert. Hier zeigen sich beispielhaft die komplexen Wirkungsmechanismen, die bei der Endlagerung auftreten können. Der Temperatureffekt kann sich sowohl positiv und/oder negativ auf die Sicherheit auswirken.

Im Übrigen ist auch bei P&T eine jahrzehntelange Zwischenlagerzeit vor der Endlagerung erforderlich. Hierbei ist kein Vorteil von P&T zu sehen.

### **Fazit zum Wärmeeintrag:**

Die Reduzierung der ins Endlager eingebrachten Wärmelast führt nur zu geringen Sicherheitsvorteilen. Die Verringerung der erforderlichen Endlagerfläche alleine stellt noch keinen Vorteil dar (außer gegebenenfalls geringeren Endlagerkosten), da sie die volumenspezifische Wärmelast nicht verringert, sondern lediglich die eingebrachte Gesamtwärmelast. Die Auswirkungen eines verringerten Wärmeeintrages kann zumindest bei einem Endlager im Salz nicht einfach bestimmt werden, da er in einer komplexen Beziehung zu anderen Größen steht. Eine längere Zwischenlagerung der Abfälle vor Endlagerung ist nach P&T ebenfalls notwendig.



## 6. Anwendung des Ökotoxizitätspotenzials auf vier Szenarien

In der Bundesrepublik Deutschland stehen Entscheidungen zur weiteren Beteiligung an Forschung und Entwicklung zu Abtrennung und Kernumwandlung (P&T) von Radionukliden aus bestrahlten Brennelementen und deren Anwendung in Deutschland bevor. Hierzu sind vier Beteiligungsszenarien vorgegeben:

- a) Abtrennung und Kernumwandlung wird in Deutschland aktiv als ein Teil der Endlagerstrategie betrieben.
- b) Deutschland beteiligt sich mit inländischer Forschung an europäischen Projekten zu Abtrennung und Kernumwandlung.
- c) Deutschland betreibt im Inland keine P&T-Forschung, beteiligt sich aber an internationalen Projekten (z.B. mit finanzieller Unterstützung oder Wissenschaftlern, die im Ausland agieren).
- d) Abtrennung und Kernumwandlung wird in und von Deutschland nicht betrieben.

Zur Entscheidung, welches der vier Szenarien für die Bundesrepublik Deutschland am sinnvollsten ist, sollen alle Erkenntnisse, die zu P&T vorliegen bzw. ermittelbar sind, berücksichtigt werden. Eines dieser Entscheidungskriterien muss das Ökotoxizitätspotenzial von P&T sein.

Voraussetzung ist allerdings, dass für die Ermittlung des Ökotoxizitätspotenzials belastbare Daten und Aussagen vorliegen. Dies ist nach den durchgeführten Recherchen in dieser Kurzstudie nicht der Fall.. Der Grund liegt vor allem darin, dass – die Realisierbarkeit von P&T vorausgesetzt – die Forschung für die konkrete technische Umsetzung vieler Verfahrensschritte noch bei weitem nicht abgeschlossen ist und damit wichtige Parameter auch für rein qualitative Aussagen nicht vorliegen bzw. ungewiss sind.

Darüber hinaus gibt es mit Aussagen zum Ökotoxizitätspotenzial in Bezug auf die vier Szenarien ein weiteres Problem: Es kann heute nur darüber spekuliert werden, ob und ggf. welche der für P&T erforderlichen Anlagen in Deutschland betrieben werden würden. Werden Auswirkungen von P&T durch Störfälle bzw. auf das Endlager außer Acht gelassen, kann das beispielsweise in Bezug auf das Szenario a) mangels Anlage in der Bundesrepublik bedeuten, dass hier kein nichtradioaktives und kein radioaktives Ökotoxizitätspotenzial wirksam werden kann oder ggf. entsprechend der Anlagenzahl in Deutschland das Ökotoxizitätspotenzial bis zum für P&T

möglichen Maximum ansteigt. Ein Vergleich mit den anderen Szenarien ist deshalb zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich bzw. sinnlos.

Nach gegenwärtigem Stand von Forschung und Entwicklung zu P&T lassen sich auf Grundlage der in Kapitel 4 und 5 dieser Kurzstudie dargelegten Ergebnisse für die Entscheidungsfindung zur weiteren Beteiligung der Bundesrepublik Deutschland folgende allgemeine Aussagen machen:

- ◆ Für eine Entscheidung zu P&T ist sowohl das radiologische als auch das nicht-radiologische Ökotoxizitätspotenzial relevant.
- ◆ Die zentralen Anlagen für P&T (Abtrennung, Brennelementfertigung, Reaktoren, Umgang mit eingesetzten Targetmaterialien und spaltstoffhaltigen Abfällen) besitzen ein sehr großes radiologisches Ökotoxizitätspotenzial.
- ◆ Das radiologische Ökotoxizitätspotenzial der Anlagen kann vor allem bei nicht auszuschließenden schweren Stör- bzw. Unfällen oder Terrorakten in großem Umfang wirksam werden.
- ◆ Die bisherigen Erfahrungen mit Wiederaufbereitungsanlagen deuten darauf hin, dass selbst im ungestörten Betriebsablauf permanent Schadstoffe in erheblichem Umfang freigesetzt werden.
- ◆ Der Langzeitsicherheit für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle wird durch P&T nicht nachhaltig entlastet. Diesbezüglich besteht zwischen den vier Beteiligungsszenarien praktisch kein Unterschied.

## Literaturverzeichnis

- ABDERRAHIM 2010      H.A. Abderrahim et al.: „An innovative and unique irradiation research facility“;  
VI-4\_11<sup>th</sup>\_EIM-PT\_HAA\_MYRRHA\_ 4.11.2010-1.pdf  
und Abderrahim\_MYRRHA\_2010.pdf
- AHN 2007              J. Ahn et al.: “Status of IAEA CRP on Study of Process-Losses in Separation Processes in Partitioning and Transmutation Systems in View of Minimizing Long-Term Environmental Impacts”; 7<sup>th</sup> International Conference on Advanced Nuclear Fuel Cycles and Systems – Global 2007, Vol. 1, Boise (USA), September 9-13, 2007
- ALOY 2007             A.S Aloy et al.: “Development of Glass Matrix for Immobilisation of Cs/Sr Fraction after HLW Partitioning”; 7<sup>th</sup> International Conference on Advanced Nuclear Fuel Cycles and Systems – Global 2007, Vol. 1, Boise (USA), September 9-13, 2007
- ALVAREZ 2003        R. Alvarez et al.: Reducing the Hazards from Stored Spent Power-Reactor Fuel in the United States, Science and Global Security, 11:1–51, 2003
- AREVA 2013          Areva: “La Hague: Recycling Used Fuel”; eingesehen 28.03.2013  
<http://www.areva.com/EN/operations-1118/areva-la-hague-recycling-used-fuel.html>
- ATG 2012              Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz – AtG vom 15. Juli 1985 (BGBl. I S. 1565), zuletzt geändert am 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)
- BASEL 1989           Basler Übereinkommen über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung; 22. März 1989

- BFS 2005 Bundesamt für Strahlenschutz: „[Konzeptionelle und sicherheitstechnische Fragen der Endlagerung radioaktiver Abfälle – Wirtschafte im Vergleich – Synthesebericht](#)“; BfS-Bericht 17/05, 189 S, Salzgitter.
- BFS 2012 Bundesamt für Strahlenschutz: Abfallprognosen. Stand 13.12.2012.-  
<http://www.bfs.de/de/endlager/abfaelle/prognose.html>
- BMU 2009 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bekanntmachung Leitfäden zur Stilllegung, zum sicheren Einschluss und zum Abbau von Anlagen oder Anlagenteilen nach § 7 des Atomgesetzes vom 12. August 2009 (BANz 2009, Nr. 162a)
- BMU 2010 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: „Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle“; Stand 30. September 2010.  
[http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/sicherheitsanforderungen\\_endlagerung\\_bf.pdf](http://www.bmu.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/sicherheitsanforderungen_endlagerung_bf.pdf)
- BONNEROT 2007 J.-M. Bonnerot: „Progress on inert matrix fuels for minor actinide transmutation in fast reactor“; 7<sup>th</sup> International Conference on Advanced Nuclear Fuel Cycles and Systems – Global 2007, Vol. 1, Boise (USA), September 9-13, 2007
- BOSBACH 2012 D. Bosbach: „Transmutation – eine Alternative zur Endlagerung?“; AiNT Endlager-Symposium, Bonn, 26.- 28.09.2012
- BOURG 2009 S. Bourg, zitiert in [INBK 2011]
- COLENCO 1997 COLENCO: „Verglasungseinrichtung Karlsruhe – Bericht zur Umweltverträglichkeitsuntersuchung“; BE/4726/2, Oktober 1997
- DBT 1997 Deutscher Bundestag: Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Simone Probst, Ursula Schönberger und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN, „Export von radioaktivem Natrium nach Dounreay“, Drucksache 13/7989 vom 17.06.1997

- EP 2001                      European Parliament, STOA (Scientific and Technological Options Assessment): "Possible Toxic Effects from the Nuclear Reprocessing Plants at Sellafield and Cap De La Hague"; wise-paris, November 2001
- EUROTRANS 2013 European Research Programm for the transmutation of High-Level Nuclear Waste in an Accelerator Driven System;  
<http://nuklear-server.ka.fzk.de/eurotrans/> eingesehen am 28.03.2013
- FGSB 1983                      Forschungsgruppe Schneller Brüter: „Kalkar-Report“; Fischer Taschenbuch Verlag GmbH, Frankfurt a.M., September 1983
- FP7 2009                      Euratom: FP7, Research & Training Projects, Volume 1, EUR 23580 EN, 2009
- FP7 2010                      Euratom: FP7, Research & Training Projects, Volume 2, EUR 24319 EN, 2010
- FP7 2012                      Euratom: FP7, Research & Training Projects, Volume 3, EUR 24859 EN, 2012
- GÖK 2001                      Gruppe Ökologie e.V.: „Vergleichende Bewertung von Entsorgungsoptionen für radioaktive Abfälle“; Bearbeiter D. Appel, J. Kreusch und W. Neumann, im Auftrag des Forschungszentrums Karlsruhe (PTKA-WTE) Förderkennzeichen 02 E 9350, Hannover, Mai 2001
- GOMPER 2006                      K. Gomper et al.: "R&D on Partitioning at Forschungszentrum Karlsruhe"; Jahrestagung Kerntechnik, Aachen, 16.-18. Mai 2006
- GRAF 2013                      A. Graf et al.: „Reduktion von Entsorgungsrisiken durch Abgabe des Natriums aus der KNK zur Verwertung“; KONTEC 2013, Dresden, 13. – 15. März 2013
- GRS 2010                      Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: „Einfluss von Stützversatz und anderen technischen Maßnahmen auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers im Salinar“; Autoren: BOESE, B. & BUHMANN, D., Bericht GRS-162, März 2000.  
<http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/GRS-162.pdf>

GRS 2012	<p>Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: „Untersuchungen zum menschlichen Eindringen in ein Endlager“; Bericht zum Arbeitspaket 11, Vorläufige Sicherheitsanalyse Gorleben, GRS – 280, Juni 2012, Köln. <a href="http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/GRS-280_neu.pdf">http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/GRS-280_neu.pdf</a></p>
GRS/ÖKO 2008	<p>Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH und Öko-Institut e.V.: „Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland. Anhang Entsorgungsstrategien - Dar- stellung und Bewertung von Alternativen zur Endlagerung“; Auto- ren: A. Minhans, J. Neles und G. Schmidt, GRS-247, Anhang 6.- 30.09.2008. <a href="http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/GRS%20247%20Anhang_Entsorgungsstrategien.pdf">http://www.grs.de/sites/default/files/pdf/GRS%20247%20Anhang _Entsorgungsstrategien.pdf</a></p>
HIRSCH 1988	<p>H. Hirsch: “The History of the Kalkar Breeder Reactor SNR 300 – Discussion of Arguments, Problems and Hazards”; Gruppe Ökologie im Auftrag von Greenpeace Deutschland, Hannover, Januar 1988</p>
HUGON 2000	<p>M. Hugon: „Research Work on Radionuclide Partitioning from Nuclear Waste Co-Financed by the European Commission“; Pyrochemical Separations Workshop Proceedings, Avignon (France), 14. – 16. März 2000</p>
IAEA 2004	<p>International Atomic Energy Agency: Implications of Partitioning and Transmutation in Radioactive Waste Management; Tech- nical Reports Series No. 435. Vienna 2004</p>
IAEA 2008	<p>International Atomic Energy Agency: Spent Fuel Reprocessing Options; IAEA-Tec-Doc-1587, Vienna 2008</p>
IAEA 2009	<p>International Atomic Energy Agency: Advanced Reactor Techno- logy Options for Utilization and Transmutation of Actinides in Spent Nuclear Fuel; IAEA-Tec-Doc-1626, Vienna 2009</p>
INBK 2011	<p>Institut für nuklearen Brennstoffkreislauf (RWTH Aachen): „Kon- zept einer gasgekühlten beschleunigergetriebenen Transmutati- onsanlage – AGATE“; Aachen Nuclear Safety Reports Vol. 1, März 2011</p>

- JÜL 2008                      Forschungszentrum Jülich: "Red Impact - Impact of Partitioning, Transmutation and Waste Reduction Technologies on the Final Nuclear Waste Disposal. Synthesis Report"; Schriften des Forschungszentrums Jülich, Vol. 15, Jülich 2008.  
[ftp://ftp.cordis.europa.eu/pub/fp6-euratom/docs/red-impact-final-published-report\\_en.pdf](ftp://ftp.cordis.europa.eu/pub/fp6-euratom/docs/red-impact-final-published-report_en.pdf)
- KETTLER 2011                J. Kettler et al.: „Advanced Gas-Cooled Accelerator-Driven Transmutation Experiment – AGATE“; Jahrestagung Kerntechnik, Berlin, 17.-19. Mai 2011
- KEßLER 1988                G. Keßler: "Wie sicher ist der Schnelle Brüter?"; Jahrestagung Kerntechnik, Travemünde, 17.-19. Mai 1988
- KNEBEL 2013                J. Knebel, persönliche Mitteilung am 22.03.2013
- KÖBERLEIN 1982           K. Köberlein: „Risikoorientierte Analyse zum SNR-300“; atomwirtschaft/atomtechnik, August/September 1982
- KUGELER 2004              K. Kugeler et al.: „Zukünftige Optionen für die Entsorgung von hochradioaktiven Abfällen“; dpG-Tagung, München, 22.-26.03.2004
- LYMAN 2008                E. Lyman and F. N. von HIPPEL: "Reprocessing Revisited: The International Dimensions of the Global Nuclear Energy Partnership";  
[http://www.armscontrol.org/act/2008\\_04/LymanVonHippel.asp](http://www.armscontrol.org/act/2008_04/LymanVonHippel.asp)
- MARTH 1988                W. Marth: „Erfahrungen beim Betrieb der Kompakten Natriumgekühlten Kernreaktoranlage (KNK II“; in „Wie sicher ist der Schnelle Brüter?“, Kernforschungszentrum Karlsruhe, 2. Auflage, Nachdruck 1988
- NABBI 2011                R. Nabbi and N. Shetty: "Solid Tungston Spallation Target for an Acceleration-driven Transmutation System"; Jahrestagung Kerntechnik, Berlin, 17.-19. Mai 2011
- NEA 1999                    Nuclear Energy Agency: "Status and Assessment Report on Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation"; OECD May 1999

NEA 2005	Nuclear Energy Agency: “Fuels and Materials for Transmutation – A Status Report”; NEA No. 5419, OECD 2005
NEA 2007	Nuclear Energy Agency: “Handbook on Lead-bismuth Eutectic Alloy and Lead Properties, Materials Compatibility, Thermal-hydraulics and Technologies”; NEA No. 6195, OECD 2011 <a href="https://www.oecd-neo.org/science/reports/2007/nea6195-handbook.html">https://www.oecd-neo.org/science/reports/2007/nea6195-handbook.html</a>
NEA 2011	Nuclear Energy Agency: “Potential Benefits and Impacts of Advanced Nuclear Fuel Cycles with Actinide Partitioning and Transmutation”; NEA No. 6894, OECD 2011 <a href="http://www.oecd-neo.org/science/reports/2011/6894-benefits-impacts-advanced-fuel.pdf">http://www.oecd-neo.org/science/reports/2011/6894-benefits-impacts-advanced-fuel.pdf</a>
NRC 1997	A Safety and Regulatory Assessment of Generic BWR and PWR Permanently Shut Down Nuclear Power Plants by R. J. Travis, R. E. Davis, E. J. Grove, and M. A. Azarm (Brookhaven National Laboratory, NUREG/CR-6451; BNL-NUREG-52498, 1997
NRC 2001	U.S. Nuclear Regulatory Commission, Technical Study of Spent Fuel Pool Accident Risk at Decommissioning Nuclear Power Plants, NUREG-1738, Washington, D.C., February 2001
OVG-L 2010a	Oberverwaltungsgericht Lüneburg: Beschluss des erkennenden Senats vom 01.03.2010
OVG-L 2010b	Oberverwaltungsgericht Lüneburg: 7. Senat, Urteil vom 23.06.2010, 7 KS 215/03
POLIDORO 2012	F. Polidoro and F. Parozzi: “Preliminary Analysis of In-Vessel Corium Confinement and Cooling in a Large Sodium Fast Reactor”; Proceedings of the 20th International Conference on Nuclear Engineering, ICONE20, Anaheim, California, USA, July 30 – August 3, 2012
ROMANELLO 2009	V. Romanello et al.: “Actinide Transmutation with Innovative Critical and Subcritical Reactor Systems in Regional P&T Scenario”; Jahrestagung Kerntechnik, Dresden, 12.-14. Mai 2009



- SCHNEIDER 2010 Mycle Schneider Consulting: "Plutonium: Reflexionen über Entsorgungsstrategien eines Rohstoffs mit negativem Marktwert"; Vortrag im Carl-Friedrich von Weizsäcker-Zentrum für Naturwissenschaft und Friedensforschung, Universität Hamburg am 1. Juli 2010
- SIMPSON 2007 M.F. Simpson et al.: "Strategic Minimization of High-Level Waste from Pyroprocessing of Spent Nuclear Fuel"; 7<sup>th</sup> International Conference on Advanced Nuclear Fuel Cycles and Systems – Global 2007, Vol. 1, Boise (USA), September 9-13, 2007
- STRLSCHV 2001 Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV); vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714; 2002 I S. 1459), zuletzt geändert 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)
- SUZUKI 2005 T. Suzuki et al.: "Safety Analyses in the Framework of an Accelerator-Driven-Transmuter Benchmark"; Jahrestagung Kerntechnik, Nürnberg, 10.-12. Mai 2005
- THOMASKE 2011 B. Thomauske: „Transmutationsprozesse zur Verbesserung der Endlagerung hochradioaktiver Abfälle“; Kerntechnisches Symposium, Dresden, 19.10.2011. [http://tu-dresden.de/die\\_tu\\_dresden/fakultaeten/fakultaet\\_maschinenwesen/iet/wket/lehre/lectons/43.kwt\\_kern/Thomauske.pdf](http://tu-dresden.de/die_tu_dresden/fakultaeten/fakultaet_maschinenwesen/iet/wket/lehre/lectons/43.kwt_kern/Thomauske.pdf)
- TRELLUE 2003 H. R. Trellue: "Reduction of the Radiotoxicity of Spent Nuclear Fuel Using a Two-Tiered System Comprising Light Water Reactors and Accelerator-Driven Systems"; Los Alamos National Laboratory, LA-14052-T, June 2003
- VEZZONI 2012 B. Vezzoni et al.: „Safety-Related Optimization and Analyses of an Innovative Fast Reactor Concept“; *Sustainability* 2012, 4, 1274-1291 <http://www.mdpi.com/2071-1050/4/6/1274>
- WHG 2009 Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG); vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95)

ZERRIFFI 2005      H. Zerrieffi & A. Makhijani: (2000/2005): "The Nuclear Alchemy Gamble. An Assessment of Transmutation as a Nuclear Waste Management Strategy"; Institute for Energy and Environmental Research (IEER), Washington D.C., August 25. 2000, modified May 12 2005 <http://ieer.org/resource/reports/nuclear-alchemy-gamble/>

ABDERRAHIM 2010      H. Aït Abderrahim: "MYRRHA, the multi-purpose hybrid research reactor for high-tech applications"; Proc. of 11th Information Exchange Meeting „Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation“, San Francisco, USA, 1-4 November 2010

Advanced Reprocessing Developments in Europe Status on European Projects ACSEPT and ACTINET-I3, ATALANTE 2012 International Conference on Nuclear Chemistry for Sustainable Fuel Cycles

FZJ-2013-00794

Fachlicher Schlussbericht des BMBF Forschungsvorhabens „Verbundprojekt: Grundlegende Untersuchungen zur Entwicklung und Optimierung von Prozessen zur Abtrennung langlebiger Radionuklide (Partitioning) - Stabilitätsuntersuchungen und Entwicklung von kontinuierlichen Prozessen

Shielding Aspects of Accelerators, Targets and Irradiation Facilities - SATIF-10 Workshop Proceedings, Geneva, Switzerland, 2-4 June 2010

English, 444 pages, published: 12/15/2010

NEA#6898, ISBN: 978-92-64-03467-9

Technology and Components of Accelerator-driven Systems Workshop Proceedings, Karlsruhe, Germany, 15-17 March 2010

English, 442 pages, published: 06/28/2011

NEA#6897, ISBN: 978-92-64-11727-3,

## **A N H A N G**

### **Recherchequellen**

Außer über Stichworteingabe in einer Internetsuchmaschine und der in den Literaturangaben aufgeführten Einzelquellen wurde recherchiert

auf der Website bei folgenden Institutionen:

- Europäische Kommission
- EUROTRANS
- Forschungszentrum Jülich
- Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH (GRS)
- Institut für nuklearen Brennstoffkreislauf (INBK) der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen (RWTH Aachen)
- IAEA
- Karlsruher Institut für Technologie
- OECD/NEA
- SCK•CEN

in den Proceedings folgender Tagungen:

- EURADWASTE
- Information Exchange Meeting, Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation
- International Conference on Advanced Nuclear Fuel Cycles and Systems
- Jahrestagung Kerntechnik
- KONTEC

## **Versicherung**

Diese Kurzstudie wurde nach bestem Wissen und Gewissen, unparteiisch und ohne Weisung hinsichtlich ihrer Ergebnisse erstellt.

Dipl.-Phys. Wolfgang Neumann

*intac* GmbH